



2015
Internationales
Jahr des Bodens

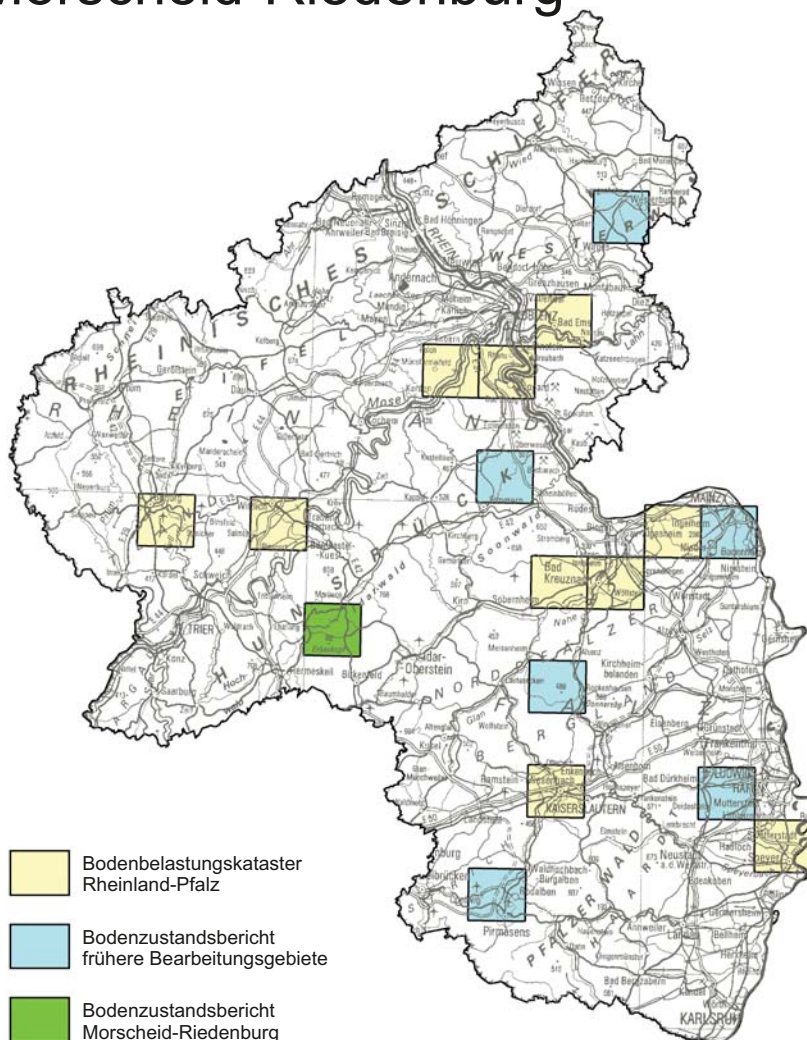


Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

BODENZUSTANDS- BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Morscheid-Riedenburg



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

MORSCHIED-RIEDENBURG

VERFASSER M. HAUENSTEIN
BEITRÄGE VON K. PRINZ, H.-P. RECK, U. ZOLLFRANK
KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT
PROFILAUFNahme UND BEPROBUNG J. HOFFMANN, 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

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.-Geogr. Joachim Hoffmann ³
Dipl.-Biol. Kai Prinz ²
Dipl.-Biol. Hans-Peter Reck ⁴
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. TERRAPLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.

⁴ 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, 2010
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	12
2.3. Klima	20
2.4. Bevölkerung und Flächennutzung	21
3. Untersuchungsmethodik	22
3.1. Beprobung und Beprobungsraaster	22
3.2. Analytik	23
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung	23
3.2.2. Allgemeine Analytik	23
3.2.3. Spurenelemente	24
3.2.4. Organische Schadstoffe	24
3.2.5. Radionuklide	26
3.3. Auswertung	27
3.3.1. Bildung von Datenkollektiven	27
3.3.2. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze	29
3.3.3. Statistische Auswertung	29
3.3.4. Graphische Darstellung	31
3.3.5. Kartographische Darstellung	31
4. Ergebnisse	32
4.1. Allgemeine Parameter	32
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung	32
4.1.2. pH-Wert und Carbonate	39
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff	44
4.1.4. Kationenaustauschkapazität	51
4.1.5. Nährstoffe	59
4.2. Spurenelemente	66
4.2.1. Arsen	68
4.2.2. Blei	78
4.2.3. Cadmium	87
4.2.4. Chrom	96
4.2.5. Kupfer	105
4.2.6. Nickel	114
4.2.7. Quecksilber	124
4.2.8. Zink	132

4.3. Organische Schadstoffe	142
4.3.1. Pflanzenschutzmittel	145
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	150
4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)	157
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	160
4.4. Radionuklide	168
4.4.1. Allgemeine Grundlagen	168
4.4.2. Auswertung	172
Schriftenverzeichnis	179
Normen	183
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze	184
Abkürzungsverzeichnis	184
Tabellenverzeichnis	187
Abbildungsverzeichnis	189
Kartenverzeichnis	193
Kartenanlage	

Zusammenfassung

Untersuchungsraum

Der Bodenzustandsbericht behandelt die stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet der Topographischen Karte Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg. Der ca. 134 km² große Untersuchungsraum liegt fast ausschließlich im Naturraum *Hunsrück*. Das Landschaftsbild wird von den SW-NE streichenden Höhenzügen des Hoch- und Idarwaldes geprägt. Hier findet sich der Erbeskopf, der mit 816 mNN die höchste Erhebung von Rheinland-Pfalz ist. Die Höhenzüge überragen die nordwestlich anschließende Hunsrückhochfläche um 100 bis > 200 Höhenmeter.

Die Höhe und die exponierte Lage führen in Hoch- und Idarwald zu einem kühleren und regnerischem Klima als in weiten Teilen des Landes. In den Kammlagen erreicht der Niederschlag Werte zwischen 1000 und > 1200 mm/a und die mittlere Jahrestemperatur liegt < 6°C. Nordwest- und südöstlich des Hunsrückkamms gehen in den tieferen Lagen die Niederschläge auf 760 bis 900 mm/a zurück und die mittlere Jahrestemperatur steigt auf bis zu 8°C an.

Die klimatische Situation ist ein wesentlicher Grund für den sehr hohen Waldanteil von > 70%. In nennenswerten Umfang wird Landwirtschaft nur auf der Hunsrückhochfläche betrieben. Siedlungsflächen nehmen nur ca. 2,5% des Gebietes ein. Mit einer Bevölkerungsdichte von < 50 Einw./km² ist das Gebiet von Blatt Morscheid-Riedenburg vergleichsweise gering besiedelt.

Die Grenze zwischen dem Landkreis Bernkastel-Wittlich und dem Landkreis Birkenfeld verläuft auf dem Hauptkamm des Hunsrücks diagonal durch das Arbeitsgebiet.

Die Böden sind fast ausnahmslos nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der liegenden Gesteine entwickelt, sondern in *eiszeitlichen* Lockersedimenten, die als periglaziale Lagen bezeichnet werden. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des *eiszeitlichen* Dauerfrostbodens im Sommer. Schon geringe Hangnei-

gung löste die gravitative Verlagerung der wassergesättigten Zone des sommerlichen Auftaubodens aus. Diese Substrate bestehen aus Gesteinen des Untergrundes sowie deren Verwitterungsbildungen, denen in wechselnden Anteilen eingewehte ortsfremde Komponenten wie Lösslehm beigemischt sein können.

Der geologische Untergrund der Höhenzüge von Hoch- und Idarwald besteht aus harten, feinkörnigen Quarziten und schwach metamorphen quarzitischen Sandsteinen des Unterdevons. In sie können Tonschieferlagen eingeschaltet sein.

Das Hauptverbreitungsgebiet der unterdevonischen (Ton-)Schiefer ist die Hunsrückhochfläche. Daneben treten Schiefer auch in den zwischen den Quarzitrücken liegenden Hochmulden auf.

Die devonischen Gesteine sind aufgrund ihres hohen Alters mehr oder weniger intensiv verwittert. Während tropischer - subtropischer Klimaphasen fand eine chemische Tiefenverwitterung statt, bei der sich eine mächtige Verwitterungsdecke bildete. Insbesondere im Pleistozän („*Eiszeitalter*“) wurde diese Verwitterungsdecke im Untersuchungsraum jedoch großräumig abgetragen, so dass sie nur noch in Resten und von *eiszeitlichen* Schuttdecken überdeckt vorkommt. Durch Umlagerung sind sie dennoch Bestandteil der heutigen bodenbildenden Substrate.

Randlich der Kammlagen überlagern quarzitisches Schuttdecken die Schiefer. Mit zunehmender Entfernung zu den Kammlagen sinkt der Anteil an Quarzit und quarzitischem Sandstein und an ihre Stelle tritt der intensiv verwitterte Schiefer. Der Lösslehmgehalt bleibt etwa gleich. Solche Mischsubstrate haben einen Flächenanteil von annähernd 40%.

Lösslehm-reiche Böden finden sich fast nur in erosionsgeschützten Reliefpositionen von Hoch- und Idarwald. Auf der Hunsrückhochfläche und den Kammlagen kommen hingegen fast nur Lösslehm-arme Böden vor.

Am Übergang des Quarzits zu den liegenden Tonschiefern treten auf Hangverflachungen lokal flächenhafte Vernässungen auf, die zur Bildung

von Anmooren, Niedermooren sowie Übergangsmooren führten. Sie haben im Untersuchungsraum einen Flächenanteil von ca. 2 %.

Die jüngsten Substrate sind aus dem Holozän stammende Solum- und Auensedimente. Ihre Bildung fand vor allem während des Mittelalters statt, als durch die starke räumliche Ausdehnung der Landwirtschaft eine erhebliche Bodenerosion einsetzte. Das von den Hängen abgeschwemmte Bodenmaterial wurde im Unterhangbereich bzw. im Tiefenbereich der Täler abgelagert (Solumsediment) oder es gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Etwa 15% der Böden sind im Untersuchungsraum mehr oder weniger mit Solumsediment überdeckt. Aufgrund der geringen Breite der Talsohlen sind Auensedimente hingegen nur gering verbreitet.

Methodik

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte im 1 km²-Raster. Aus 145 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 48 ausgewählten Oberböden der Gehalt an organischen Schadstoffen wie Pflanzenschutzmittel und Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen analysiert.

Waldböden

Die Waldböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg sind überwiegend lehmig. Quarzit- und Tonschiefer-haltige Böden unterscheiden sich in der Korngrößenzusammensetzung erstaunlich gering. In den quarzitären Ober- und Unterböden tritt

am häufigsten die Bodenart „mittel sandiger Lehm“ auf. Ansonsten sind es überwiegend Sandlehme. Die wichtigste Kornfraktion ist meist der Sand mit einem typischen Gehalt zwischen 35 und 55 Masse-%. Innerhalb der Sandfraktion überwiegt der Mittelsand, dicht gefolgt vom Feinsand. Der Tongehalt ist selbst in Lösslehm-armen Quarzitböden mit etwa 20 Masse-% relativ hoch. Die Lösslehm-reicheren Böden besitzen einen nur geringfügig höheren Ton- und Schluffgehalt. Erst die quarzitären Untergrundhorizonte sind dann deutlich Ton-ärmer, sandiger und steiniger als die darüber liegenden Horizonte. In 80% der Fälle liegt der Grobbodengehalt > 50 Vol.% (*Steine*).

Typisch für Schiefer-reiche Ober- und Unterböden ist die Bodenart „schwach toniger Lehm“. Daneben kommen auch „schwach sandige Lehme“ vor. Der Tongehalt bewegt sich überwiegend zwischen 20 und 35 Masse-%. Zwischen 10 und 50 Vol.% Grobböden sind in ihnen zu finden. Wie bei den quarzitären Böden ist ihr Untergrund Ton-ärmer und sandiger als der Oberboden. Der Steingehalt liegt dort dann fast immer über 50 Vol.%, oft sogar über 75 Vol.%.

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 unterschiedlichen Zeitpunkten stattfanden, streuen die pH-Werte (pH 2,7 und 6,3) extrem. Im Mittel ist der pH-Wert in der Humusaufgabe um 0,4 Einheiten höher als im folgenden Mineralbodenhorizont. Quarzitären Oberböden sind mit durchschnittlich pH 3,4 etwas saurer als Schiefer-haltige Böden. Mit zunehmender Tiefe steigt der pH-Wert in Waldböden wieder etwas an und schwankt zu dem geringer als im Oberboden.

Hohe Humusgehalte von durchschnittlich 12 Masse-% sind für Waldoberböden kennzeichnend. Bei einer mittleren Mächtigkeit von 7 cm dürften im obersten Mineralbodenhorizont etwa 40 t Kohlenstoff/ ha gebunden sein. Der Humusgehalt schwankt allerdings erheblich (5 - 28 Masse-%). Insbesondere die quarzitären Waldböden der Kammlagen sind deutlich humoser als im Landesdurchschnitt. Vor allem das

kühle, feuchte Klima dürfte den biotischen Abbau hemmen.

In Abhängigkeit vom Humusgehalt streuen die Stickstoffgehalte mit 0,1 bis 1 Masse-% erheblich. Der Mittelwert liegt bei 0,4 Masse-% N_{ges} , woraus sich ein mittleres Verhältnis zwischen Kohlen- und Stickstoff (C/N-Verhältnis) von 19 ergibt. Die Oberböden sind im Laubwald etwas humoser und besitzen ein günstigeres C/N-Verhältnis als im Nadelwald. Die C/N-Verhältnisse lassen auf eine mäßige biotische Aktivität und auf eine mittlere und insbesondere im Nadelwald auf eine überwiegend nur geringe Huminstoffqualität im Oberboden schließen.

Die Waldböden besitzen eine geringe potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}). Im gesamten Bodenbildungsbereich sind nur geringe substratbedingte Unterschiede zu beobachten. Die KAK_{pot} wird maßgeblich vom Humusgehalt bestimmt. Es scheinen kaolinitische Tonminerale vorzuherrschen, wodurch die Anzahl mineralischer Bindungsplätze gering ist. Dies trifft sowohl auf die Quarzit- wie auf die Schieferböden zu. Die Basensättigung der Waldoberböden ist ungünstig. Jeweils etwa 40 % der Waldoberböden werden als sehr basenarm oder als basenarm eingestuft. Bodenschutzkalkungen verbessern die Basensättigung im Oberboden nur bei geringmächtigen Humusauflagen merklich. In den praktisch humusfreien Untergrundhorizonten beträgt die mittlere KAK_{pot} nur 3 cmol+/kg und die Basensättigung bleibt gering.

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in den Waldböden in den Humusauflagen zu finden. Die Magnesium-, Kalium- und Phosphorgehalte sind im Laubwald weit höher als im Nadelwald. Da die Humusauflagen im Laubwald aber deutlich geringmächtiger sind, unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte im gesamten Nährstoffvorrat allerdings kaum. Bodenschutzkalkungen führen zu stark schwankenden Magnesium-Gehalten von 150 - 2.700 mg/kg.

Die überwiegend geringmächtigen Waldoberböden besitzen generell geringere Nährstoffgehalte als ihre Humusauflagen. Die Quarzit- und Schieferböden unterscheiden sich im Kalium- und Phosphorgehalt nicht signifikant. Die mittlere Ver-

sorgung mit diesen Nährstoffen liegt etwa um die Hälfte unter dem Landesdurchschnitt. Die Quarzitreichen Oberböden im Hochwald weisen meist höhere Magnesium-Gehalte auf als die orografisch tiefer liegenden Schieferböden. Es ist anzunehmen, dass die besonders versauerungsgefährdeten Quarzitböden intensiver gekalkt wurden. Generell nehmen die Nährstoffgehalte unterhalb der Oberböden weiter stark ab.

Von Arsen abgesehen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle. Sie sind natürlicher Bestandteil aller Böden und stellen teilweise essentielle Spurennährstoffe dar. Während bei den allgemeinen Parametern die substratbedingten Unterschiede gering sind, ist bei jenen Spurenelementen, bei denen kein nennenswerter anthropogener Anteil besteht, oft eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Substrate zu beobachten. Quarzitische Böden weisen gegenüber Schieferböden bei etlichen Spurenelementen deutlich geringere Gesamtgehalte auf (siehe unten).

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 in den Waldböden ist elementspezifisch unterschiedlich. Die höchsten Gesamtgehalte der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber sind in der obersten Schicht, also in der Humusauflage zu finden. Die Konzentrationen sind meist deutlich höher als im folgenden Oberboden. Der Vergleich mit landesweiten Werten zeigt für Humusauflagen leicht überdurchschnittliche Blei- und Quecksilber-Gehalte. Dies steht vermutlich mit den hohen Niederschlagsmengen in den Kammlagen in Verbindung. Bei diesen Elementen ist zudem auffällig, dass die Humusauflagen der Nadelwälder deutlich mehr enthalten als jene im Laubwald. Ein gegenüber Waldoberböden höherer Gesamtgehalt von Kupfer und Zink ist typisch für Humus-

auflagen auf Spurenelement-armen Substraten wie im Verbreitungsgebiet des Quarzits. Die Konzentrationen von Arsen und insbesondere Chrom und Nickel steigen gerade in den Schiefer-reichen Böden hingegen mit der Tiefe deutlich an.

Trotz flächiger Kalkungen und entsprechend erhöhter pH-Werte sind die höchsten Mobilgehalte in Waldböden meist in ihren organischen Auflagen zu finden. Dies ist z.T. auf die höheren Gesamtgehalte zurückzuführen, jedoch spielt bei zahlreichen Spurenelementen auch die geringe Affinität auf organische Bindungsformen eine Rolle. Blei wird hingegen intensiv von Huminstoffen immobilisiert, so dass im Oberboden meist höhere Mobilgehalte als in der Humusaufgabe vorkommen. Durch Bodenschutzkalkungen treten allerdings so große pH-Schwankungen und infolgedessen extrem schwankende Mobilgehalte auf, dass Mittelwerte für die Humusaufgabe insgesamt eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben.

Die in den Waldböden vorgefundenen Spurenelementgehalte entsprechen in Mittelwert und Streuung weitgehend den substratabhängigen Werten, die auch in anderen Landesteilen festgestellt wurden. Eine Besonderheit ist die Häufung leicht bis mäßig erhöhter Arsengehalte südöstlich des Hunsrück-Hauptkammes. Sie stehen in Verbindung mit einer Arsenanomalie, deren Zentrum sich nahe Oberhambach südlich des Untersuchungsraums befindet. Ansonsten treten auffallende Gehalte nur punktuell und räumlich unregelmäßig auf.

Im Gesamtgehalt von Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber unterscheiden sich Schiefer-haltige und quarzitisches Waldböden kaum. Leichte substratbedingte Unterschiede bestehen beim Kupfer. Bei den Schwermetallen Chrom, Zink und insbesondere beim Nickel besitzen Schiefer-reiche Waldoberböden deutlich höhere Konzentrationen. Der Mittelwert von Nickel liegt in ihnen 5-mal höher als in den Quarzit-reichen Waldoberböden. Der Lösslehmanteil hat in den quarzitisches Böden meist nur einen geringen Einfluss auf den Gesamtgehalt. Erst wenn den quarzitisches Substraten zusätzlich auch Schiefer bei-

gemischt sind, steigen Chrom-, Nickel- und Zink-Gesamtgehalt merklich an. Die natürlichen (geogenen) Gehaltsunterschiede treten am deutlichsten in den tiefliegenden Huminstoff-armen, Lösslehm-freien Untergrundhorizonten hervor. Im Verbreitungsgebiet der Schiefer steigt der Arsen-, Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Gesamtgehalt im Unterboden schwach und im Untergrund deutlich an. In quarzitisches Waldböden ist bei diesen Elementen nicht selten zunächst ein leichter Anstieg der Werte unter dem obersten Mineralbodenhorizont zu beobachten. Dies spricht für eine durch die extrem tiefen pH-Werte ausgelöste vertikale Verlagerung. Mit zunehmender Tiefe sind dann wieder (leicht) zurückgehende Gesamtgehalte für quarzitisches Waldböden typisch.

Trotz tieferer pH-Werte sind sowohl die Mobilgehalte als auch deren Anteil am Gesamtgehalt in den Waldoberböden meist geringer als in der Humusaufgabe. Es ist anzunehmen, dass die meisten Spurenstoffe im Mineralboden stärker gebunden werden, als in Huminstoff-reichen Schichten. Insgesamt steuert auch im Mineralboden der pH-Wert maßgeblich den Mobilanteil. Insbesondere in den quarzitisches Böden nehmen Mobilgehalt wie auch der Anteil am Gesamtgehalt mit der Tiefe meist ab. In Schiefer-reichen Untergrundhorizonten kann allerdings der absolute Mobilgehalt gerade von Chrom, Kupfer, Nickel und Zink aufgrund höherer Gesamtgehalte auch wieder geringfügig ansteigen.

Im Allgemeinen gelingt der Nachweis organischer Schadstoffe in den Oberböden der Laubwälder häufiger und in höheren Konzentrationen als im Nadelwald. Da nicht anzunehmen ist, dass in Nadelwälder weniger organische Schadstoffe eingetragen werden als in Laubwäldern, wird die deutlich größere Mächtigkeit der Nadelwald-Humusaufgaben als Ursache vermutet. Da diese Schadstoffe bevorzugt organische Bindungen eingehen, stellen Humusaufgaben eine wirksame Barriere gegenüber einer vertikalen Verlagerung dar.

In den Waldoberböden sind mit Ausnahme von DDT und seinen Abbauprodukten (Σ -DDX) Pflan-

zenschutzmittel praktisch nicht nachgewiesen worden. In fast 70% der Fälle wurden noch Spuren von DDX-Rückständen festgestellt. Der Mittelwert beträgt auf Blatt Morscheid-Riedenburg $3 \mu\text{g } \Sigma\text{-DDX/kg}$, wobei speziell in Laubwaldoberböden punktuell deutlich höhere Gehalte festgestellt wurden. Auch bei den Waldoberböden, in denen noch PCB-Spuren gefunden wurden, handelt es sich fast ausnahmslos um Oberböden im Laubwald. In keinem der untersuchten Nadelwaldoberböden gelang der Nachweis von PCB-Isomeren.

Die bislang aus Rheinland-Pfalz vorliegenden Daten zeigen, dass ein statistischer Zusammenhang zwischen PAK_{16} - und Dioxin/Furan-Gehalt und jährlicher Niederschlagsmenge besteht. So ist bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) eine leichte Häufung überdurchschnittlicher PAK_{16} -Gehalte im Bereich der niederschlagsreichen Kammlagen angedeutet. Der Mittelwert der Laubwaldoberböden überschreitet mit $448 \mu\text{g } \text{PAK}_{16}/\text{kg}$ etwa um 30% den Landesdurchschnitt, wobei die Gehalte weniger streuen. Deutlich geringer sind hingegen die Mittelwerte der Oberböden der Misch- und Nadelwälder mit 248 bzw. $143 \mu\text{g } \text{PAK}_{16}/\text{kg}$. Dass im Nadelwald die Oberböden weniger PAK_{16} als im Laubwald enthalten, ist im gesamten Land zu beobachten.

Die Oberböden der Laubwälder enthalten im Mittel 87 ng Dioxine/kg und 109 ng Furane/kg , was ein mittleres Toxizitätsäquivalent von $7,0 \text{ ng I-TEq/kg}$ ergibt. Im Vergleich mit den landesweiten Daten ist das mittlere Toxizitätsäquivalent leicht erhöht, was maßgeblich von überdurchschnittlichen Furan-Gehalten verursacht wird. In den Nadelwaldoberböden ist das mittlere Toxizitätsäquivalent mit $0,8 \text{ ng I-TEq/kg}$ weit geringer und sie enthalten im Mittel nur 29 ng Dioxine/kg und 16 ng Furane/kg . Anscheinend werden Furane in größerem Umfang in der Humusaufgabe zurückgehalten als die Dioxine.

Die Böden des Projektgebietes besitzen im Vergleich zu anderen Gebieten von Rheinland-Pfalz relativ hohe Gehalte an dem künstlichen Radionuklid $^{137}\text{Cäsium}$. Die ebenfalls maßgeblich durch

die Tschernobyl-Katastrophe Anfang 1986 in die Böden gelangten künstlichen Radionukliden $^{125}\text{Antimon}$, $^{134}\text{Cäsium}$ und $^{60}\text{Kobalt}$ sind hingegen aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Halbwertszeit weitgehend zerfallen und nicht mehr nachweisbar.

Die höchste $^{137}\text{Cäsium}$ -Aktivität ist wie in allen Gebieten in der Humusaufgabe und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden. Der Mittelwert der organischen Auflagen liegt mit $249 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ um mehr als 60% über den landesweiten Werten, während in den oberen 30 cm der Waldböden mit $18 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ landestypische Werte vorgefunden wurden. Die höchsten $^{137}\text{Cäsium}$ -Werte finden sich in den organischen Auflagen der Nadelwälder. Eine vertikale Verlagerung geschieht nur im geringen Umfang. Im Laubwald dagegen ist aufgrund besserer Mineralisierungsraten eine gewisse Verlagerung in den Oberboden möglich, was sich gegenüber Nadelwaldoberböden in etwas höheren Werten äußert. Durch die oberflächennahe Anreicherung von $^{137}\text{Cäsium}$ zeigen noch heute manche Pilze, Farne und Moose sowie Waldtiere eine radioaktive Belastung.

Die größte radioaktive Quelle ist im Boden allerdings das natürliche Radionuklid $^{40}\text{Kalium}$, das einen Anteil von 0,0117% am essentiellen Nährstoff Kalium hat.

Moore

Dem hohen Humusgehalt von durchschnittlich fast 70 Masse-% entsprechend besitzen Moore mit $53 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ nach den Humusaufgaben die höchste mittlere KAK_{pot} im Untersuchungsraum. Bei den üblichen pH-Werten von < 4 ist allerdings von einer Basensättigung $< 10\%$ auszugehen. Sie sind als basenarm, örtlich auch als sehr basenarm einzustufen.

In den Mooren treten ähnliche Spurenelementgehalte wie in den Humusaufgaben auf. Tendenziell leicht geringer sind die Gesamtgehalte von Blei und Quecksilber, jedoch dürfte die Gesamtbelastung nicht unter dem Niveau der Waldböden liegen. Zwar ist das spezifische Gewicht deutlich

geringer als das der Mineralböden, jedoch sind ihre Horizonte deutlich mächtiger. Zudem gehen bei diesen Schwermetallen in tieferen Moorhorizonten die Gesamtgehalte - anders als im Mineralboden - nicht zurück, sondern steigen tendenziell eher leicht an. Lediglich die Zink-Gesamtgehalte sind deutlich geringer als in den Humusauf-lagen. Stark schwankend aber überwiegend höher als in den Humusauf-lagen ist der Cadmium-Gesamtgehalt der Moore.

Auch die Mobilgehalte der Spurenelemente ähneln überwiegend den Werten der Humusauf-lagen. Lediglich Nickel und Zink zeigen trotz geringer Gesamtgehalte auffallend hohe Mobilgehalte. Vermutlich verhindern die anaeroben Verhältnisse in den wassergesättigten Horizonten der Moorböden eine stärkere Bindung. Ähnliches wird auch in anderen vernässten Böden beobachtet.

Bislang konnten nur wenige Moorstandorte auf den Gehalt an hochpersistenten Schadstoffen untersucht werden. Die wenigen stammen fast alle aus dem Untersuchungsgebiet und sofern die Gehalte über der Bestimmungsgrenze liegen, streuen sie zudem häufig stark. Daher können die Daten statistisch nicht bewertet werden. Es ist aber anzunehmen, dass aufgrund des geringen spezifischen Gewichtes des Torfes die Gesamtbelastung der Moorböden nicht höher sondern eher geringer als in den umliegenden Waldböden ist. Auffällig sind in den Mooren allein die PCDD/F-Gehalte. Es ist anzunehmen, dass Werte $> 10 \text{ ng I-TEq/kg}$ charakteristisch sind. Aufgrund der geringen Dichte des Torfs dürften volumenbezogene Gehalte sich dann aber in einem ähnlichen Bereich bewegen wie in den Laubwaldoberböden.

Ackerböden

Aus klimatischen Gründen wird Ackerbau auf Blatt Morscheid-Riedenburg fast nur auf Lösslehm-armen Schieferböden betrieben. Es handelt sich fast ausschließlich um schwach tonige und schwach sandige Lehme. Die für eine landwirtschaftliche Nutzung erforderliche Kalkung führt zu einem relativ hohen mittlerer pH-Wert von 5,6.

Werte zwischen 4,7 und 5,8 sind typisch. Zum Erhalt der Ertragsfähigkeit und einer geringen Schadstoffverfügbarkeit ist eine Kalkung bei pH-Werten < 5 unbedingt zu empfehlen.

Der Humusgehalt der Ackeroberböden liegt zwischen 3,3 - 5,0 Masse-%. Das C/N-Verhältnis bewegt sich in einem sehr günstigen Bereich von 8 bis 10.

Die KAK_{pot} schwankt in den Ackeroberböden meist zwischen 8 und 15 cmol^+/kg . Die für diese Nutzung relativ niedrigen pH-Werte haben eine vergleichsweise geringe mittlere Basensättigung von 70% zur Folge.

Die Versorgung mit den essentiellen Nährstoffen Kalium und Magnesium ist überwiegend gut. Etwa jeder 10. Ackerboden zeigt allerdings eine so hohe Kaliumversorgung, dass die Düngung ausgesetzt werden sollte. Beim Phosphat wurde hingegen bei fast jedem 5. Standort eine etwas zu geringe Versorgung festgestellt.

Bei allen untersuchten Spurenelementen wurden Gesamtgehalte vorgefunden, die sowohl im Mittelwert als auch in der Konzentrationsspanne im gesamten Land typisch für Schiefer-reichen Ackerböden sind. Die nutzungsbedingt vergleichsweise günstigen pH-Werte der Ackerböden führen dazu, dass die meisten dieser Stoffe weitgehend immobil sind. In jenen Ackerböden, die einen pH-Wert < 5 aufweisen, steigen insbesondere die Mobilgehalte von Cadmium und Zink stark an. Dies führt dazu, dass bei etwa jedem 10. Ackerboden damit zu rechnen ist, dass die Mobilgehalte über dem Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze von $2 \text{ mg Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$ liegen. Liegt der pH-Wert in Ackerböden < 5 ist hinsichtlich der Ertragsfähigkeit der Böden und der Minderung der Mobilgehalte eine Kalkung zu empfehlen.

Alle untersuchten Ackeroberböden überschreiten bei Nickel und Zink den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) deutlich. Die Überschreitung des Grenzwertes der AbfKlärV (1992) von $50 \text{ mg Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ ist ebenfalls der Normalfall. Auch wenn Schwellenwerte überschritten werden, entsprechen die vorgefundenen Nickel- und Zink-Konzentrationen der natürlichen Ausstattung

Schiefer-reicher Substrate. Bei den übrigen Spurenelementen werden die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) meist mehr oder wenig deutlich eingehalten.

Hochpersistente Pflanzenschutzmittel, für die meist ein langjähriges Anwendungsverbot besteht, sowie polychlorierte Biphenyle (PCB) konnten in den Ackerböden so gut wie nicht nachgewiesen werden. Allein von DDT und seinen Abbauprodukten (Σ -DDX) wurden Konzentrationen festgestellt, die meist nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze lagen.

Die statistische Bewertung der ubiquitär verbreiteten organischen Schadstoffe PAK und PCDD/F („Dioxine“) ist schwierig, da nur 7 Standorte beprobt wurden und die Messwerte gerade bei den PAK erheblich schwanken. Dennoch zeigt die Tatsache, dass die Mittelwerte von PAK₁₆ und deren Einzelverbindungen in etwa um das 2,5-fache über dem landesweiten Mittel liegen, dass auch in den Ackerböden des Untersuchungsraums generell überdurchschnittliche PAK-Gehalte zu erwarten sind. Trotz der geringen Fallzahl stimmen hingegen bei den PCDD/F der Mittelwert und die Streuung erstaunlich gut 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 Ackerböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg mit 25 Bq ¹³⁷Cs/kg etwa doppelt so hoch wie im Landesdurchschnitt.

Grünlandböden

Wie die Ackerböden sind auch die Grünlandböden vor allem in Schiefer-haltigen Substraten entwickelt. Untergeordnet werden auch Auenlehme oder Böden, die neben Schiefer auch Quarzite und Lösslehm enthalten, als Grünland genutzt. Wie allgemein üblich liegt der mittlere pH-Wert mit 4,8 zwischen denen der Wald- und Ackeroberböden.

Grünlandböden, die erkennbar früher als Ackerböden genutzt wurden, weisen etwa den gleichen

Humusgehalt und die gleiche Mächtigkeit wie rezente Ackerböden auf. Ansonsten sind sie deutlich humoser als im Landesdurchschnitt. Ihr C/N-Verhältnis ist nur wenig ungünstiger als in Ackerböden.

Die höheren Humusgehalte führen zwar gegenüber den Ackerböden zu einer etwas höheren KAK_{pot}, jedoch haben die tiefen pH-Werte eine mittlere Basensättigung von nur 59% zur Folge. Offensichtlich ist die Grünlandnutzung überwiegend extensiv, so dass die Nährstoffgehalte von Phosphor, Kalium und Magnesium meist deutlich unter den empfohlenen Richtwerten bleiben.

Da Schiefer-reiche Böden auch bei den Grünlandböden überwiegen, treten ähnliche Spurenelementgesamtgehalte wie in den Ackerböden auf. Die gegenüber Ackerböden etwas tieferen pH-Werte genügen, dass die Mobilgehalte in den Grünlandböden überwiegend deutlich höher sind. Der mittlere Cadmium-Mobilgehalt liegt fast 10-mal höher als in Ackerböden. Beim Nickel und Zink ist es der 5- bis 6-fache Wert. Bei den übrigen Spurenelementen fällt der Anstieg schwächer aus, ist aber meist merklich. Dies sind allerdings vollkommen übliche Mobilgehalte für Schieferhaltige Grünlandböden und entsprechen dem Chemismus der untersuchten Elemente.

Wie bei den Ackerböden überschreiten auch die Grünlandböden aufgrund der natürlichen Gegebenheiten den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von Nickel- und Zink in der Regel deutlich. Beim Blei sind es etwa die Hälfte der Grünlandböden, die den Vorsorgewert immer nur geringfügig überschreiten. Der Maßnahmenwert für Blei wird in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

In den Grünlandoberböden wurde bei den organischen Schadstoffen die annähernd gleiche Situation vorgefunden wie in den Ackerböden. Wie bei ihnen konnten von den untersuchten Pflanzenschutzmitteln nur noch DDT und einige seiner Abbauprodukte (Σ -DDX) in vergleichbar geringen Konzentrationen bestimmt werden. Der Nachweis von PCB gelang ebenfalls in praktisch keinem Grünlandoberboden.

Zwar ist auch bei den Grünlandböden die statistische Bewertung durch die geringe Anzahl untersuchter Standorte problematisch, jedoch liegen die Mittelwerte von PAK₁₆ und auch von den Einzelverbindungen so deutlich über dem Landesdurchschnitt (ca. das 2,5-fache), dass davon auszugehen ist, dass überdurchschnittliche PAK₁₆-Gehalte typisch für den Untersuchungsraum sind. Trotz hoher Niederschläge zeigen die in den Grünlandböden gefundenen PCDD/F-Konzentrationen eine insgesamt günstige Belastungssituation, die nicht signifikant höher als im gesamten Land ist.

Die ¹³⁷Cäsium-Werte bewegen sich im Untersuchungsraum deutlich über dem Landesdurchschnitt. Der auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert von 27 Bq ¹³⁷Cs/kg ist nur geringfügig höher als in den Ackerböden. Wie in den Waldböden ist 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 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg* ist mittlerweile der siebte 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 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg* wurden an 145 Standorten Proben entnommen. 126 Standorte liegen im eigentlichen Kartenblatt, die übrigen grenzen unmittelbar an den Untersuchungsraum an. Mit Daten aus anderen Projekten stehen damit bodenphysikalische und -chemische Kennwerte von insgesamt 161 Bodenprofilen für statistische Auswertungen zur Beschreibung des stofflichen Bodenzustandes zur Verfügung.

Der Gesamtdatenbestand des Landes, mit denen die regionalen Werte verglichen werden, umfasst Bodendaten von mittlerweile fast 4.200 Bodenprofilen. Sie verteilen sich auf mehr als 3.700 Rasterflächen von je 1 km², was fast 19 % 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" (2008) ein, in dem der aktualisierte landesweite Datenbestand systematisch ausgewertet wird.

2. Untersuchungsraum

Das 134 km² große Untersuchungsgebiet entspricht der Fläche der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25) Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg.

2.1. Naturräumliche Gliederung (KAI PRINZ)

Fast das gesamte Untersuchungsgebiet liegt im Großnaturraum Hunsrück. Nur der äußerste Südosten wird dem Naturraum Saar-Nahe-Bergland zugerechnet.

Der Hunsrück als Teil des Rheinischen Schiefergebirges wird im Nordwesten von der Mosel und im Osten vom Rhein begrenzt. Das Projektgebiet befindet sich im Wesentlichen in den Naturräumen Hunsrückhochfläche und Hoch- und Idarwald. Die Kempfelder Hochmulde als Teilbereich der Simmerner Mulde ist im Osten mit knapp 8 km² Größe nur angeschnitten. Ca. 4% der Standorte befinden sich hier.

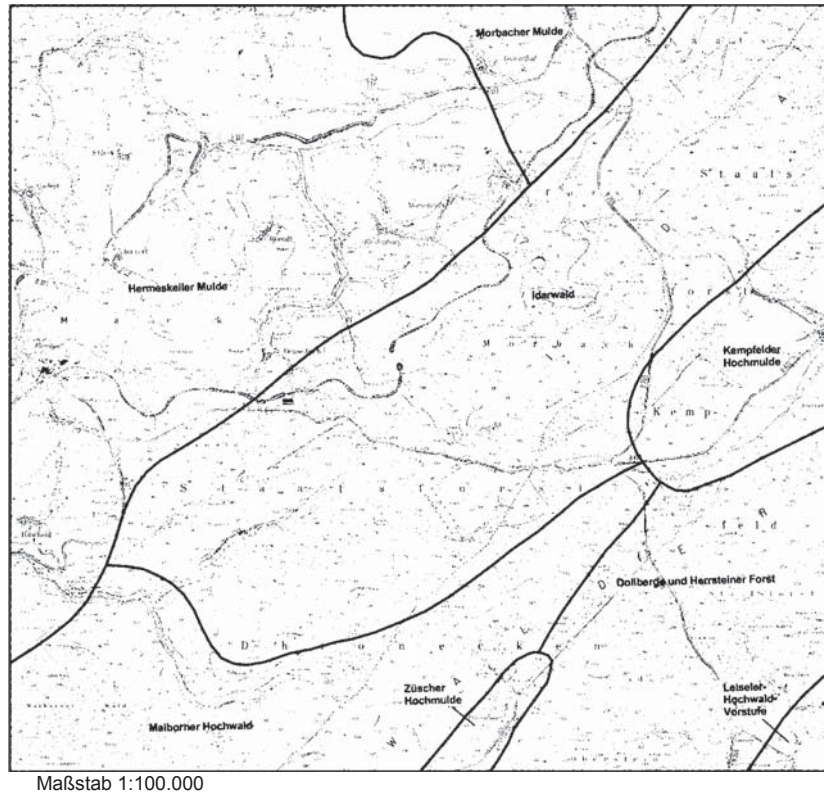


Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach WERLE (1974))

Die Hermesweiler- und Morbacher Mulde als Teilnaturräume der Mittleren Hunsrückhochfläche werden von der Dhron und deren Nebenbächen im Norden und vom Röderbach im Süden durchschnitten. Die dazwischen liegenden Rumpfflächen des Hunsrücks werden vorwiegend ackerbaulich genutzt. Grünland- und Waldnutzung findet meist bachnah oder -begleitend statt. Mit einem Gesamt-Flächenanteil von 47 km² sind hier ca. 35% aller Profilstandorte zu finden.

Mit rund 78 km² haben Hoch- und Idarwald den größten Anteil im Untersuchungsraum. Sie sind untergliedert in die Naturräume Malborner Hochwald, Dollberge und Herrsteiner Forst sowie Idarwald und Züscher Hochmulde. Hoch- und Idarwald bestehen aus SW-NE streichenden Höhenrücken, die die angrenzenden Naturräume markant überragen und daher eine auffällige naturräumliche Grenze bilden. Hier finden sich mit Erbes- und Sandkopf auch die höchsten Erhebungen in Rheinland-Pfalz. Der Höhenzug des Erbeskopfes ist zugleich zentraler Teil der Hauptwasserscheide zwischen Mosel und Nahe. Wie es die Namen Hoch- und Idarwald schon andeuten, ist dieses Gebiet fast vollständig bewaldet. Nur ca. 3% dieser Fläche wird als Grünland genutzt. Insgesamt finden sich hier mit 58% die meisten Profilstandorte.

2.2. Geologie und Böden

(HANS-PETER RECK & MATTHIAS HAUENSTEIN)

Die natürlichen (geogenen) Elementgehalte der Böden als oberster und jüngster Teil der Erdkruste werden primär von der petrographischen Zusammensetzung der bodenbildenden Substrate bestimmt.

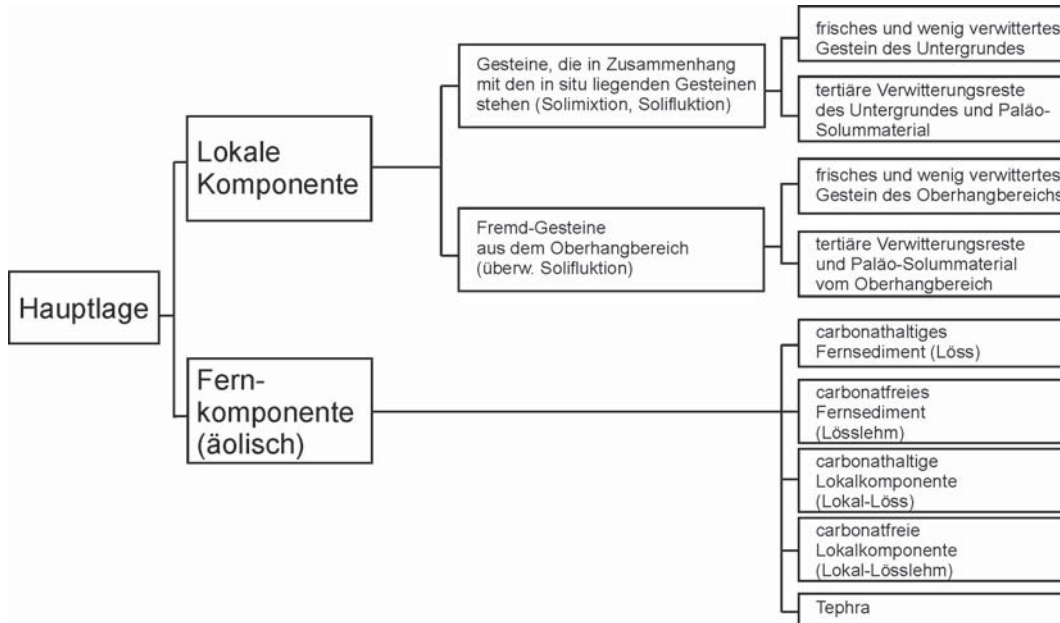


Abb. 2 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

Die Böden sind insbesondere im Mittelgebirgsraum fast ausnahmslos nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der Gesteine des Untergrundes entwickelt. Vielmehr findet die Bodenbildung meist in eigenständigen geologischen Schichten statt, die die anstehenden Untergrundgesteine überdecken. Sie können neben den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsbildungen (Lokalkomponente) auch ortsfremde Lockersedimente wie Löss (-lehm) und/ oder (vulkanische) Tephren enthalten. Bei diesen Schichten handelt es sich primär meist um allochtone, solifluidale und -mixtive Lockersedimente, die als periglaziale Lagen bezeichnet werden. Ihre Bildung fand überwiegend im Ober-Pleistozän statt. Periglaziale Lagen älterer Eiszeiten wurden, von morphologisch geschützten Positionen abgesehen, in der Weichsel-Eiszeit aufgearbeitet. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des eiszeitlichen Dauerfrostbodens im Sommer. Schon geringe Hangneigung löste die gravitative Verlagerung der wassergesättigten Zone der oberen 3 bis 7 dm des sommerlichen Auftaubodens (Solifluktion ← Bodenfließen) aus. Eingewehte (äolische) Fremdkomponenten (z.B. Löss, Lösslehm, Tephra) vermischten sich mit dem Material der an der Oberfläche liegenden Schicht und/oder mit im Einzugsgebiet der Solifluktionsdecken anstehenden Gesteinen. Diese Prozesse sind von entscheidender Bedeutung für die natürlichen Elementgehalte der Böden im Mittelgebirgsraum. Besteht die lokale Komponente der periglazialen Lage beispielsweise aus spurenelementreichen Substraten (z.B. Basalte, Schiefer) wirkt das Fremdmaterial „verdünnend“, d.h. es senkt den Gesamtgehalt. Der entgegengesetzte Effekt tritt natürlich in Lagen auf, die spurenelementarme Gesteine aus dem Untergrund wie beispielsweise Sandsteine oder Quarzite enthalten.

Die aus dem Devon stammenden Untergrundgesteine sind aufgrund ihres hohen Alters 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 kaolinitische 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*“). Im Gebiet der östlichen Hunsrückhochfläche sind bis zu 100 m mächtige Reste der Saprolithdecke belegt (SPIES 1986, in GLA 1993). Nachfolgende Erosion hat diese Verwitterungsdecke im Untersuchungsraum während des Pleistozän jedoch großräumig abgetragen, so dass sie nur noch im nördlichen Bereich in Resten und von Schuttdecken maskiert an den Nahtstellen zu den Quarzitzügen vorkommen. Durch solifluidale Umlagerung sind sie dennoch ein Bestandteil der bodenbildenden Substrate.

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. Danach lässt sich das Untersuchungsgebiet in drei charakteristische geomorphe Einheiten gliedern, die zudem den geologischen Aufbau des Untergrunds widerspiegeln.

Die prägendsten Elemente und zugleich höchsten Bereiche des untersuchten Landschaftsausschnitts sind die bewaldeten Höhenzüge des Idar- und Hochwaldes. Sie durchziehen in Hauptstreichrichtung des Rheinischen Schiefergebirges diagonal den zentralen und südöstlichen Teil des Untersuchungsraums und überragen die umgebenden Hochflächen um 100 bis mehr als 200 Höhenmeter. Hier liegt mit dem Erbeskopf (816 mNN) auch die höchste Erhebung in Rheinland-Pfalz.

Zwischen den Höhenrücken bilden Mulden- und Talsattelbereiche und die nach Nordwesten hin ausgerichteten Abdachungsflächen eigenständige morphologische und substrat-petrographische Einheiten. Im Nordwesten vorgelagert schließt eine durch tief eingeschnittene Kerbsohlentäler, in schmale Riedel und Rücken gegliederte Landschaft an. Sie ist als Rest der stark aufgelösten Hunsrück-Hochfläche (Rumpffläche) aufzufassen, die durch rückschreitende Erosion der Moselzuflüsse während des Pleistozän herausgebildet wurde. In Höhenlagen zwischen 530 und 390 mNN ist sie stufenartig auf die Mosel-Haupttributäre Dhron und Kleine Dhron (mit Zufluss Röderbach) ausgerichtet. Die Steiltäler sind dann nochmals bis 150 Höhenmeter tief eingeschnitten, wobei der niedrigste Punkt des Untersuchungsraums im äußersten Nordwesten mit 235 mNN im Tal der Dhron liegt.

Durch seine Lage in einem zentralen Mittelgebirgsraum befindet sich das Untersuchungsgebiet fern lössgeprägter Beckenlandschaften, intramontaner Senken oder großer Flusstäler und Flusstalweigungen, die die Hauptliefergebiete für die äolische eingebrachte Lösskomponente der Deckschichten bilden. Der im Untersuchungsraum vorkommende Lösslehm stammt daher vorwiegend aus den Verwitterungsbildungen der Untergrundgesteine der näheren und weiteren Umgebung und ist überwiegend als Lokallöss(-lehm) anzusehen. Dabei sind die Anteile der äolischen Fremdkomponenten, wie Lösslehm und Laacher-See-Tephra, nicht gleichmäßig über den gesamten Landschaftsausschnitt verbreitet, sondern folgen einem durch die geomorphologischen Formen vorgegebenen Verteilungsmuster. Die lösslehmreicheren Deckschichten und die höheren Gehalte an Laacher-See-Tephra sind in den höchsten Lagen oberhalb von 500 mNN und auf den windabgewandten Seiten (Lee-Lagen) der Höhenrücken verbreitet, während in den tieferen Lagen, besonders im Nordwesten des Untersuchungsraumes die Anteile deutlich zurücktreten.

Die Höhenzüge des Idar- und Hochwaldes sind aus hartem, feinkörnigem, mittel- bis dickbankigem, teils plattig ausgebildetem Quarzit der Taunusquarzit-Stufe (Siegen-Südfazies / Unterdevon) aufgebaut, in

Tab. 1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum

(Flächenanteile abgeleitet aus der Substratkarte)

Substrate	Substratkürzel	km ²	%
Solumsediment (lehmig; carbonatfrei)	Ul	0,06	<0,01
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Schiefer(3-4) / div. Nebenkomponenten(0-1)]	Uu; Ul [(^tsf; ^tfl)(3-4)/-.]	1,47	1,1
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Lösslehm(2-3) / Schiefer (1-2)]	Uu; Ul [Lp(2-3)/(^tsf; ^tfl) (1-2)]	1,13	0,8
Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)	Au/Al	1,02	0,8
Moor oder Anmoor	H; AH	2,92	2,2
Sandstein; Quarzite (Devon) / Periglaziale Lagen / Solumsedi. [Sandstein; Quarzite (Devon) (3-4) / äolische Sedimente (0-1)]	^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]	27,74	20,8
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)]	8,22	6,2
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Lösslehm (1-2) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1-2) / Pelite und Schiefer (Devon) (1)]	pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]	24,28	18,2
Pelite und Schiefer (Devon) / Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Pelite und Schiefer (Devon) (3-4) / Lösslehm (0-1)]	^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]	41,38	30,9
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Lösslehm (2-3) / Pelite; Schiefer (Devon) (1-2)]	pfl; U [LO; Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]	1,63	1,2
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)]	23,76	17,8
Gesamtfläche		133,61	100,0

die graue Tonschieferflaser und -linsen eingelagert sein können. Schichtflächen weisen häufig einen Belag aus leicht verwitterbarem, grünlich schimmerndem Serizit auf. Die mittlere Korngröße liegt mit 0,2 mm an der Grenze Feinsand / Mittelsand (LEPPLA 1898). Durch Verwitterung zerfällt der Quarzit in einen blockreichen Schutt mit hellgelblich brauner bis fahl gelber (Munsell-Farbe: 2.5Y), lehmig-sandiger bis schluffig-sandiger Feinbodenmatrix. Durch den sehr hohen Kieselsäureanteil des Quarzits ist der Feinboden extrem basenarm. Ohne scharfe lithologische Grenze vollzieht sich der Übergang zu den Liegendgesteinen der Hermeskeil-Schichten. Diese sind im oberen Teil aus einem rötlich grauen (Munsell-Farbe: 5YR und 2.5YR), glimmerreichen, quarzitischem Sandstein aufgebaut, der im verwitterten Zustand vom Quarzit der Taunusquarzit-Stufe kaum zu unterscheiden ist (LEPPLA 1898). Bei der Bildung der Substratgruppen wurden die quarzitischem Gesteine beider Stufen vergesellschaftet und zuweilen petrographisch als Psammite zusammengefasst, weil ihre eindeutige Identifizierung in der Feinerde nicht durchführbar ist.

Charakteristisch für die Quarzit-Höhenzüge des gesamten Hunsrücks sind die im Querprofil getrepten Hänge, deren steilere Abschnitte aus härterem Quarzit, die Hangverflachungen hingegen aus weicherem Tonschiefern aufgebaut sind. Strukturell handelt es sich hierbei um ein Taunusquarzit-Antiklinorium, das häufig einen besonders hoch aufragenden Faltensattel (Kammlinie) als zentrale Achsenzzone bildet. Der ihn aufbauende, meist dickbankige Quarzit ist mäßig weit und flach gefaltet. Dem zentralen Faltensattel schließen sich hangabwärts weitere Faltungszonen an, deren, z. T. überkippten, Sättel (Antiklinalen) ebenfalls aus Quarzit bestehen und die häufig die steileren Nordwest-exponierten Hänge bilden. Die flankierten Muldenbereiche sind mit eingefaltetem Hunsrückschiefer gefüllt und deutlich als Hangverflachungen zu erkennen (MARTIN, in LEHMANN o.J. (?1987).

In den Kammlagen, die häufig als plateauartig abgeflachte Gipfelbereiche erscheinen, ist der liegende Quarzit intensiv hellgrau bis weiß oder fahl gelb gebleicht (Munsell-Farbe 2.5Y u. 5Y) und stark entfestigt. Die mesozoisch-tertiäre Verwitterung, die auch die Hochlagen der Quarzitzüge erfasste, führte zur

Lösung von Eisenverbindungen. In tieferen Zonen fällten sie wieder aus und führten dort zu rötlich braunen (Munsell-Farbe: 5YR u. 7.5YR) Imprägnierungen des Quarzits. Beide Färbungen pausen sich bis in die Deckschichten durch und führen durch Einarbeitung der quarzitischen Verwitterungsprodukte im Bereich der Abreicherungszone zu gelblich braunen (Munsell-Farben: 10YR5/4-5/6), in dem der Ausfällungszone zu rötlich braunen Substratdecken (Munsell-Farbe: 7.5YR5/6-5/8).

Im Bereich der Quarzitzüge ist die oberste Substratschicht meist eine lösslehmarme bis lösslehmhaltige Hauptlage, der eine Basislage folgt. Die Lokalkomponente besteht hauptsächlich aus schluffig-sandig oder lehmig-sandig verwittertem Quarzit oder quarzitischem Sandstein. Stellenweise ist ein sehr geringer Anteil an Tonschiefer beigemischt, der allerdings nur einen geringen Einfluss auf die geochemische Zusammensetzung der Deckschichten hat.

Auf verebneten Kuppen und den häufig mittel geneigten Hängen in E- und SE-Exposition liegt der Grobbodenanteil in den Deckschichten meist bei < 50 Vol.%, während auf den steileren NW-Hängen blockschuttreiche Lagen dominieren. Die Schuttdecken wanderten die langgestreckten Hänge hinab und maskieren die lithologischen Grenzen zu den älteren liegenden Gesteinen der Gedinne- und Hermeskeil-Stufe.

Unterhalb von Ausbisskanten des Quarzits können an besonders erosionsgefährdeten Standorten feinerdearme bis –freie Schuttströme und –fächer auftreten. Sie überdecken häufig lösslehmhaltige periglaziale Lagen. Diese als Rosseln bezeichneten Schutthalden sind in ihrer extremsten Form vegetationslos und kleinräumig auf exponierte Reliefpositionen begrenzt. Für die flächenhafte Darstellung der Substrate wurden diese Extremstandorte wegen ihrer geringen Ausdehnung nicht berücksichtigt.

In den quarzitreichen Substraten sind basenarme, sehr häufig podsolige Regosol-Braunerden und Braunerden entwickelt. Das kühle, feuchte Klima fördert in den Hochlagen neben der Bestockung mit Nadelholz die Tendenz der Böden zur Podsoligkeit bis hin zur Bildung von echten Eisenhumus-Podsolen. Intensiviert wurden die Podsolierungsprozesse durch die im Mittelalter ausgedehnte (Über-) Nutzung der Wälder als Waldweide, zur Streuentnahme und nicht zuletzt zur Herstellung von Holzkohle. Die Kohlenbrennerei führte örtlich zur flächenhaften Abholzung der Bestände. Die Holzkohle diente vor allem als Brennstoff für die Eisen- und Kupferschmelzen wie in Kautenbach oder Fischbach



Abb. 3 Quarzitrossel am Schwohbachtal (westlich Schwollen)

(BÜHLER 1984). Heutige Zeugen sind zahlreiche Köhlerplatten, die in den Wäldern des Idar- und Hochwaldes noch heute zu finden sind. Die extreme Nutzung des Waldes förderte durch erheblichen Nährstoffentzug die Devastierung der Böden.

In den nördlich des Hauptkammes vorgelagerten Höhenzügen (Röder-Berg - Sennsweiler Höhe) und vereinzelt in erosionsgeschützten Reliefpositionen enthalten die obersten periglazialen Lagen einen deutlich erkennbaren, wenn auch geringen Anteil (<35%) an Laacher-See-Tephra, die in Form feiner Aschen beigemengt ist. Diese verleiht dem Solum in Verbindung mit einem deutlichen Lösslehmgehalt (30-80%) eine intensiv braune bis gelblich braune Färbung (Munsell-Farbe: 7.5YR u. 10YR) mit einem gut aggregierten, stabilen, oft krümelig anmutenden Subpolyederggefüge. Hier sind Braunerden mit zuweilen lockerbraunerdeähnlichen Eigenschaften entstanden, die nachhaltig die ökologischen Standortbedingungen positiv beeinflussen.

Durch tektonische Prozesse während der variszischen Gebirgsbildung wurden die Quarzitzüge quer (herzynisch) zur Streichrichtung zerbrochen und verstellt, so dass die zuweilen glimmerreichen Ton- und Schluffschiefer der älteren Gedinne- und Hermeskeil-Stufe an die Oberfläche gelangten. Diese morphologisch weicherer Gesteine, die zudem durch die mesozoisch-tertiäre Verwitterung häufig chemisch zersetzt (saprolithisiert) sind, führen zu milderer Geländeformen zwischen den Quarzitrücken.

Mit zunehmender Entfernung zu den Kammlagen sinkt der Anteil an Quarzit und quarzitischem Sandstein im Feinboden und geht bis auf unter 35 % stark zurück. An ihrer Stelle steigt der Anteil an Tonschiefersaprolith (35->65 %), während der Lösslehmgehalt etwa gleichbleibt. Im Grobboden (>2 mm) sind Quarzit und Sandstein aber auch weitab der Quarzitzüge noch in den Deckschichten zu finden.

Diese Substratgruppen, die sich räumlich an die Quarzit-geprägten Substrate anschließen, sind auf den überwiegend schwach bis mittel geneigten Hängen (5-10% Hangneigung) und verebneten Talsattelflächen lokalisiert. Bodentypologisch dominieren basenarme bis mäßig basenhaltige, häufig podsolige Braunerden aus Hauptlage über z.T. dicht gelagerter Basislage in den stärker geneigten Reliefabschnitten. Mit geringer werdender Hangneigung gehen die Braunerden zunehmend in stauwassergeprägte Bodenformen bis hin zu ausgeprägten Pseudogleyen über. Hierbei handelt es sich überwiegend um zweischichtige Staunässeböden, deren Staukörper aus dicht gelagerten periglazialen Lagen (Mittel- oder Basislage) bestehen und die bei starkem Wasserüberschuss örtlich mit Anmoorbildungen zu den kleinräumig verteilten Hangmooren überleiten. Die Substratflächen mit mineralischen Anmoorbildungen und biogenen Torfen sind kleine lokal begrenzte Areale, von denen ein großer Teil als Hangmoore ausgebildet sind. Daneben existieren kleine Vorkommen in nassen, durchflossenen Muldentälchen. Die Mächtigkeiten der Anmoor- und Torfdecken reichen von 1 dm bis weit über 1 m, bei Hochmoor-ähnlicher Ausprägung.

Die Abgrenzungen dieser ökologisch sensiblen Bereiche erfolgte nach der Karte der „Heutigen potentiellen natürlichen Vegetation“ (HpnV) von Rheinland-Pfalz. Hierzu wurden die Vegetationsgesellschaften mit Anmoor- und Torfbildungen, wie Moorbirken-Bruch- und Moorbirkenwälder, Schwarzerlen-Bruchwälder und Teile der Birken-Stieleichenwälder, die die entwässerten Standorten mit ausgetrockneten, vererdeten Torfen anzeigen, zu Arealen zusammengefasst. Insgesamt haben die Moor- und Anmoore im Untersuchungsraum einen Flächenanteil von etwa 2 %.

Am Übergang des Quarzits zu den liegenden Tonschiefern kommt es auf den Hangverflachungen unterhalb der Quarzitzüge im gesamten Untersuchungsgebiet lokal zu Quellwasseraustritten mit flächenhafter Vernässung, die zu Anmoor- und Torfbildungen führten. Hier sind Niedermoore und Übergangsmoore mit z.T. hochmoorähnlicher Ausprägung ausgebildet und mit anmoorigen hydromorphen Bodenformen vergesellschaftet. Durch tektonische Beanspruchung haben die Quarzite vielfach ein



Abb. 4 Riedbruch nördlich Thranenweiher

großes Kluftvolumen und eine gute Wasserwegsamkeit erhalten, so dass beträchtliche Mengen Niederschlagswasser versickern. Am Rand der Quarzitzüge trifft das Grundwasser auf die undurchlässigen Schichten der saprolithisierten Schiefer und verlässt den Grundwasserleiter in Form von Quellaustritten (WEILER, in LEHMANN o.J.).

Die Bildung der Hangmoore wurde vermutlich durch größere Rodungen in historischer Zeit ausgelöst. Der fehlende Schutz der Vegetationsdecke führte zum mehr oder weniger intensiven Abtrag der wasserspeichernden Deckschichten. Damit ging die Speicherfähigkeit dieser Schichten verloren, so dass sie bis an die Oberfläche vernässten und letztlich die Moorbildung ermöglichte. Für die Theorie der Flächenentstehung durch Erosion spricht auch die Begrenzung der Bruchwaldareale durch deutlich ausgeprägte Waldrandstufen. Mitte des 19. Jhds. sollten die Bruchwaldflächen in Fichtenhochwald umgewandelt werden. Hierzu wurden weitreichende Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt, indem man über Grabensysteme den Wasserüberschuss ableitete und die Torfe trockenlegte. Erst Mitte der 1980er Jahre erkannte man das Biotoppotential dieser Flächen und leitete Maßnahmen zur Wiedervernässung ein, die zur Revitalisierung der Moore führen sollen (LEHMANN o.J.).

Durch umfangreiche bodenkundliche Detailkartierungen in den Forstrevieren Morbach und Hochscheid, die sich nordöstlich an das Untersuchungsgebiet anschließen, konnte LEHMANN (o.J.) zeigen, dass die Hangmoore mit einem kleinräumig wechselnden Bodenmosaik aus hydromorphen Böden, wie Pseudogleye, Hangpseudogleye und Stagnogleye vergesellschaftet sind. Dabei wird der Staukörper immer von einer stark verdichteten Basislage aus Saprolithmaterial der Tonschiefer- und/oder Quarzitverwitterung gebildet, während die Hauptlage sehr stark erodiert ist und häufig durch ein geringmächtiges Kolluvium ersetzt wird.

Im Nordwesten des Untersuchungsraums besitzen die bodenbildenden Substrate fast ausschließlich einen geringen bis sehr geringen (<35%) Lösslehm-Anteil. Sie werden damit petrographisch und geochemisch weitgehend von den Gesteinen des geologischen Untergrunds bestimmt. Diese sind hier hauptsächlich unterdevonische, recht einheitlich aufgebaute Tonschiefer der zur Unterems-Stufe zählenden Hunsrückschiefer-Fazies. Es handelt sich durch-

weg um reine Tonschiefer, die in unverwittertem, frischem Zustand eine dunkelgrünlichgraue bis schwarze (Munsell-Farbe: 5Y) Färbung zeigen und bei stärkerem Verwitterungsgrad durch Aufhellungen in hellolivbraune bis hellgelblichbraune (Munsell-Farbe: 2.5Y) Färbungen umschlagen.

Der Landschaftsausschnitt im Nordwesten wird bestimmt durch die stark zerschnittene Hochfläche mit überwiegend konvex gewölbten Reliefelementen, die von steilen Hängen mit hoher Reliefenergie flankiert werden. Die hier im Untergrund anstehenden, nach NW hin einfallenden Tonschiefer-Schichten sind durch tektonische Prozesse (Faltung) sehr häufig steil gestellt und haben die Tiefenerosion der Bäche und damit die tiefgreifende Zerschneidung der Rumpffläche begünstigt.

Die ehemals flächenhaft vorhandene mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke, die aus einem kaolinitischen Zersatzlehm aufgebaut ist, wurde während des Pleistozän fast vollständig abgetragen, so dass der oberflächennahe geologische Untergrund heute überwiegend aus mehr oder weniger frischen bis schwach verwitterten Tonschiefern besteht. Die landwirtschaftliche Nutzung als Ackerland, die seit dem Mittelalter immer weiter intensiviert wurde, in Verbindung mit der hohen Reliefenergie förderte auf den Flächenresten die Bodenerosion. Die lösslehmarme Deckschicht ist weitgehend erodiert und besteht in großen Bereichen nur noch aus dem Bearbeitungshorizont (Ap-Horizont), in den durch regelmäßige Pflugarbeit zunehmend Tonschiefermaterial aus dem Untergrund eingearbeitet wird. Der dominierende Bodentyp ist hier der (Acker-) Regosol, der die Erosionsform der ehemals flächenhaft verbreiteten Braunerde darstellt.

Fragmente der ehemaligen Rumpffläche mit Resten aus saprolithisiertem Schiefer finden sich in dieser Substrateinheit lediglich auf einem flachwelligen Höhenrücken im Norden (510 - 531 mNN) zwischen den Ortschaften Gutenthal und Morbach. Er bildet einen marmorierten bis geflammtten, fahl gelben bis sehr fahl braunen und gelblichbraunen bis bräunlichgelben Lehm (Munsell-Farben: 2.5Y u. 10YR). Die Bodenarten schwach bis mittel toniger Lehm (Lt2-Lt3) und schluffiger Lehm (Lu) sind typisch für diese Substrate. Sie besitzen einen deutlichen Anteil an herausgewitterten Ganggesteinen aus Milchquarz, die als verwitterungsresistente Residuen erhalten geblieben sind. Auf exponierten, gering überdeckten Standorten weist ein hoher Anteil an Milchquarz-Bruchstücken bereits auf der Geländeoberfläche auf Reste der Zersatzlehmdecke hin.

Lösslehmhaltige und lösslehmreiche (>35 %) periglaziale Deckschichten auf Tonschieferverwitterung finden sich im Untersuchungsgebiet nur an einem SE- bis E-exponierten Unterhang in absoluter Gunstposition westlich der Ortschaft Allenbach. Die Lage zwischen den Quarzit-Höhenrücken Hochwald und im Lee des Idarwaldes begünstigte die Sedimentation von Lösslehm.

In den Steilhängen der Kerbtäler, die ausschließlich forstlich genutzt werden, sind die Lockersubstratdecken ungleichmäßig verteilt und unterschiedlich mächtig ausgebildet. In besonders exponierten Lagen wie konvexen Hangansätzen, Hangversteilungen und extrem gewölbten Hangrücken mit Felstdurchragungen sind sie nur sehr flach ausgebildet (<30 cm) oder fehlen ganz. Hier sind mesotrophe Braunerden unterschiedlicher Erosionsstadien und Übergänge zu Regosolen oder Rankern verbreitet, die einen mittleren bis sehr hohen Bodenskelettgehalt (20-80 Vol.-%) aufweisen.

Zu den jüngsten Substraten zählen im Untersuchungsgebiet 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 im Unterhang- und Hangfußbereich sowie im Tiefenbereich der Täler und Hangmulden wieder als Solumsedimente abgelagert oder aber es gelangte bis in die Fließgewässer, wo es nach fluvialem Transport in den Auen sedimentiert wurde (Auensedimente). Auenböden und Auensedimente i.e.S., d.h. deren Entstehung durch periodische Überflutungen erfolgte, sind nur in den schwach geneigten bis ebenen Tiefenbereichen der

Flüsse und größeren Bäche wie Dhron, Schales-Bach, Röderbach und Hohlbach ausgebildet. Es handelt sich überwiegend um grobbodenarme (<10 Vol.-% Skelettanteil), carbonatfreie Sedimente der Bodenartenhauptgruppen Schluff und Lehm. Die vorherrschenden Bodentypen sind die Übergangssubtypen Gley-Vega und Vega-Gley und Bach begleitend Auengley. Durch die geringe Breite der Talsohlen (i.d.R. <150 m) ist der Grundwasserflurabstand eher gering und hydraulisch eng an den Wasserspiegel des Flusses oder Baches gekoppelt. Aus diesem Grund werden die Talauen überwiegend als Grünland, insbesondere als Mahd- und Weideland genutzt, da die Bearbeitung besonders im Frühjahr stark eingeschränkt ist.

Die Solumsedimente bestehen aus abgespültem Bodenmaterial der höheren Reliefpositionen. Sie sind daher hauptsächlich an Unterhängen, in Hangmulden, entlang kleiner Gerinne und in den Tiefenbereichen der Oberläufe der Bäche zu finden. Sie werden auch im Tiefenbereich nicht als Auensedimente angesprochen, da es aufgrund der geringen Wasserführung und des stärkeren Gefälles nicht zur Aufwindungsdynamik, sondern nur zur erosiven Umverteilung des lateral angespülten 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. Nicht selten ist ein geschichteter Aufbau der Solumsedimente zu beobachten, der mit wechselnden Gehalten an Lösslehm und Untergrundmaterial die unterschiedlich stark ausgeprägten Erosionsphasen anzeigt.

2.3. Klima (ULRIKE ZOLLFRANK)

Die Beschreibung der Klimasituation im Untersuchungsgebiet ist mit Schwierigkeiten behaftet. Zwar befindet sich in Deuselbach am Erbeskopf eine Station des deutschen Wetterdienstes (siehe Tab. 2), aber sie kann aufgrund des stark strukturierten Geländes nicht repräsentativ sein. Deshalb wurden zur weiteren Orientierung die Station Dienstweiler des Agrarmeteorologischen Messnetzes Rheinland-Pfalz sowie interpolierte Niederschlagsdaten hinzugezogen.

Tab. 2 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschlagssummen und der klimatischen Wasserbilanz (Auswertzeitraum 1994 - 2005) 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: Deuselbach (480 mNN) (DWD)													
Niederschlag (mm)	58	61	58	53	69	75	77	83	58	58	78	73	800
Mitt. Temp. (°C)	-0,2	0,7	3,5	6,9	11,1	14,3	15,9	15,5	12,9	8,8	3,8	0,9	7,9
Klim. Wasserbilanz*	57	50	25	-11	-24	-34	-30	-20	3	40	76	71	202
Station: Dienstweiler (461 mNN)													
Niederschlag (mm)	83	74	59	51	63	60	88	74	62	92	75	64	845
Mitt. Temp. (°C)	-0,2	1,2	3,3	5,7	9,0	11,3	12,4	12,9	9,5	6,5	2,7	0,1	6,2
Max. Temp. (°C)	11,9	15,8	20,2	22,8	28,2	31,8	33,2	36,7	28,3	22,2	16,4	11,7	36,7
Min. Temp. (°C)	-16,4	-12,7	-11,9	-5,9	-0,3	3,1	5,7	6,5	0,8	-4,3	-11,2	-15,6	-16,4
Klim. Wasserbilanz	89	67	36	-3	-20	-43	-14	-25	8	74	74	66	308

*geschätzter Wert

Mit Höhen bis zu 816 mNN ist das Klima in Hoch- und Idarwald rauher und regnerischer als in weiten Teilen des Landes. Dennoch zeigt sich die Sonne mit einer durchschnittlichen Sonnenscheindauer von über 1.600 h/a rund 150 Stunden länger als im Bundesdurchschnitt.

Entsprechend der Topographie stellt sich auch die Niederschlagsituation sehr unterschiedlich dar (siehe Tab. 2). So fallen rund um den Erbeskopf mit etwas über 1.200 mm/a die meisten Niederschläge, während sie zum Nordwesten und Südosten hin abnehmen und nur noch Werte von 760 bis 900 mm/a erreichen. In den Hochlagen von Hoch- und Idarwald fällt im Winterhalbjahr ca. 15% mehr Niederschlag als im Sommerhalbjahr. In tieferen Lagen nimmt der Winterniederschlag stärker als der Sommerniederschlag ab. In Höhen zwischen 400 und 500 mNN ist die Verteilung der Niederschläge im Jahr relativ ausgeglichen, während in den Tallagen die Niederschläge des Sommerhalbjahres leicht überwiegen.

Die nahen Flusstäler und dichten Waldflächen sorgen das ganze Jahr über für ausgeglichene Temperaturen. Dennoch handelt es sich um einen Klimabezirk mit kalten Wintern, auf der anderen Seite aber warmen Sommern. Die mittleren langjährigen Jahrestemperaturen in 2 m Höhe liegen zwischen 6 und 8°C, wobei zu berücksichtigen ist, dass es sich bei den Werten aus Deuselbach um langjährige Mittel von 1951 bis 1980 handelt. Nur zwischen Juli und September ist das Untersuchungsgebiet frostfrei. Auch können die Temperaturen erheblich unter den Nullpunkt fallen, aber im Sommer dagegen auch bis über 35°C ansteigen.

Die klimatische Wasserbilanz, welche aus den Niederschlägen minus der Verdunstung errechnet wird ist mit Ausnahme der Sommermonate positiv. Vor allem die Bereiche mit Niederschlägen über 1.000 mm/a tragen demnach erheblich zur Grundwasserneubildung bei.

2.4. Bevölkerung und Flächennutzung (ULRIKE ZOLLFRANK)

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zu einem Drittel im Landkreis Birkenfeld und zu zwei Dritteln im Landkreis Bernkastel-Wittlich. Die Grenze zwischen den beiden Landkreisen verläuft genau über den Erbeskopf zum Usarkopf und durchschneidet das Blatt von Süden nach Nordosten. Mit einer Gesamtfläche von 1.179 km² und 108 Gemeinden ist der Landkreis Bernkastel-Wittlich der zweitgrößte in Rheinland-Pfalz. Das Untersuchungsgebiet befindet sich an seinem Südostzipfel. Den Landkreis Birkenfeld tangiert es an den bewaldeten Schwarzwälder Hochwaldflächen im äußersten Westen.

Die Tatsache, dass die untersuchte Fläche den Kernbereich des Hunsrücks umfasst, hat zur Folge, dass sie zu fast Dreivierteln bewaldet ist und nur im nordwestlichen Viertel, im westlichen Anstieg zum Schwarzwälder Hochwald besiedelte Bereiche aufweist. Die Hänge der steilen Bachtäler sind ebenfalls mit Wald bestanden. Landwirtschaft wird im Untersuchungsraum vor allem im Gebiet der Hunsrückhochfläche betrieben. Hier finden sich gering geneigte Flächen und nährstoffreichere Böden. Die klimatische Situation begünstigt die Viehhaltung, was die meist gleiche Verteilung von Flächen mit Grünland und Ackerbau zur Futtermittelerzeugung zeigt.

Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat sich im Vergleich zu 1992 um knapp 3% verringert, was dem Durchschnitt des Bundeslandes entspricht. Über die Betriebsgröße lässt sich keine definitive Aussage treffen, da die betroffenen Landkreise sehr unterschiedliche Betriebsstrukturen aufweisen und keine Schlüsse auf das Untersuchungsgebiet zulassen. Der Anteil an ökologisch wirtschaftenden Betrieben übersteigt jedoch den für ganz Rheinland-Pfalz berechneten Mittelwert von 2,4% nur unwesentlich.

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

Nutzung	km ²	%
Wald- und Gehölzfläche, davon:	96,6	72,3
Laubwald	29,7	22,2
Laub- und Nadelwald	21,6	16,2
Nadelwald	45,3	33,9
Ackerland	19,7	14,7
Grünland	14,1	10,5
Siedlungsflächen	2,3	1,7
Siedlungsfreiflächen	0,2	0,1
Industrie und Gewerbe	0,5	0,4
Sonstige Nutzungen	0,4	0,3
Gesamtfläche*	133,8	100,0

Das Gebiet weist mit ca. 2,5% seiner Fläche einen sehr geringen Anteil an Siedlungsflächen auf, der weit unter den Werten der beiden angeschnittenen Landkreise, aber auch weit unter dem Durchschnitt aller Landkreise in Rheinland-Pfalz (Mittelwert 13%) liegt. Dies spiegelt sich ebenfalls in der Bevölkerungsdichte wider, die zwar nur geschätzt werden kann, aber bei etwa 80 Einw./km² liegen dürfte. Im Vergleich dazu leben im Mittel aller Landkreise 162 Einw./km² und in Rheinland-Pfalz durchschnittlich sogar 205 Einw./km².

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.

Während der Geländearbeiten wurden 126 Profile im Kernuntersuchungsgebiet aufgenommen. Weitere 19 Profile stammen von an das Untersuchungsgebiet angrenzenden Rasterflächen. Die Bodenprofile wurden gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) beschrieben. Sofern es die örtlichen Gegebenheiten zuließen, wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in eine Tiefe von 1 m sondiert. Gemeinsam mit 16 weiteren Profilen die aus früheren Untersuchungsprogrammen stammen, stehen 716 bodenkundlich beschriebene Horizonte zur Verfügung, von denen 508 beprobt und analysiert wurden. Die horizontbezogene Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte überwiegend in kleinen Schürfgaben. 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 48 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 Mai 2003 und September 2004 durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.) und 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. Probenvorbereitung 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 verschleißbaren 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 CaCl₂).
- 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 ($C_{org} = C_t - (0,12 \times CaCO_3)$)
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 13878 (1998) (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH₄NO₃); 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), KAK_{pot} = Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor, Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), Bestimmung mit ICP-AES.

3.2.3. Spurenelemente

- 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)

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

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 $\mu\text{g}/\text{kg TB}$
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)	$\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$	1
p,p'-DDT (50-29-3)	$\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$	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'-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 $\mu\text{g}/\text{kg TB}$
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
Fluoranthren (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)fluoranthren	$\text{C}_{20}\text{H}_{12}$	3
Benzo(k)fluoranthren (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)perylen	$\text{C}_{22}\text{H}_{12}$	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 (KA4; 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 (**KA4**; 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. 5).

Das 90. Perzentil dient häufig als Orientierungs- oder Hintergrundwert zur Abgrenzung einer merklichen anthropogenen Belastung (LABO 1994, 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		

* 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 „6208“ markiert. Sollten Datenkollektive von Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg eine nur sehr geringe Fallzahl aufweisen, werden nur die landesweiten Daten dargestellt.

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. 5) 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.

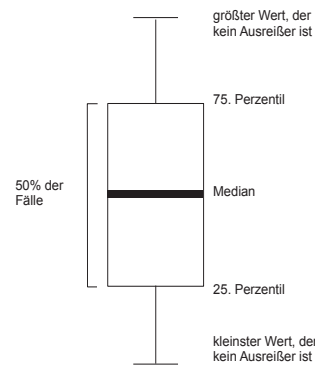


Abb. 5 Schema eines Boxplots

3.3.5. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 L6308 Idar-Oberstein hinterlegt. Die Grenzen des topographischen Hintergrundes entsprechen der Topographischen Karte 1:25.000 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg.

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 werden maßgeblich vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung bestimmt. Das ursprüngliche Gemisch der Mineralkörner wird durch die Bodenbildung verändert. Die Textur des Bodens beeinflusst neben den organischen Bestandteilen entscheidend die wichtigsten Bodeneigenschaften. Grob verallgemeinert nehmen der geogene Gehalt anorganischer Bodeninhaltsstoffe und das Rückhalte- (Filter-) vermögen mit steigendem Feinanteil zu. Während die Gesamtkonzentration von Nährstoffen und potentiell ökotoxischen Elementen allgemein mit dem Tongehalt steigt, sinkt bei gleichen Randbedingungen gleichzeitig deren Verfügbarkeit um durchschnittlich 2 % pro Masse% Ton (KUNTZE et al. 1988).

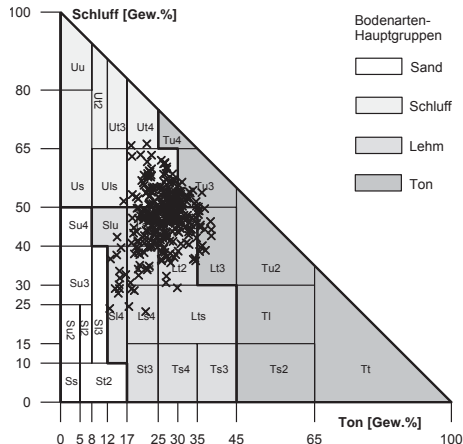
Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der Korngrößenzusammensetzung grundlegend beeinflusst. In hohem Maße sind schluff- und feinsandreiche Substrate potentiell durch Erosion gefährdet. Zum einen wird für die Verlagerung dieser Kornfraktionen eine nur 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.

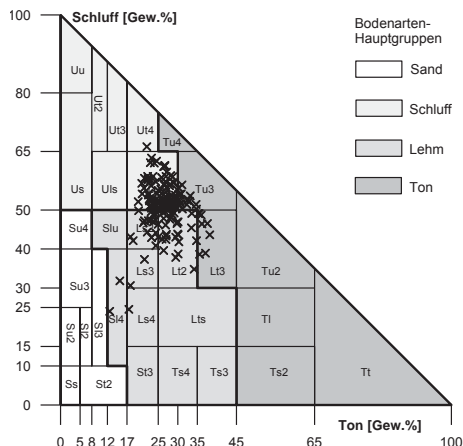
In der BBodSchV (1999) definiert die Bodenart neben der Bodenreaktion den Anwendungsbereich der Vorsorgewerte für Metalle (siehe 4.2.).

Die beiden wichtigsten Untergrundgesteine sind im Untersuchungsraum devonische Schiefer gefolgt von devonischen Quarziten bzw. quarzitischen Sandsteinen. Die Böden sind weitgehend in periglazialen Lagen entwickelt, die auch in der oberen Lage vorwiegend aus Verwitterungsbildungen dieser Untergrundgesteine bestehen. Die Substrate enthalten oft nicht nur eines dieser Gesteine, sondern häufig treten sie in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen nebeneinander auf. Substrate, die reich an äolischen Fremdkomponenten wie Lösslehm sind, haben im Untersuchungsraum hingegen nur einen Flächenanteil von unter 10 %. Eingewehte ortsfremde Komponenten würden in sandigen oder tonigen Substraten vor allem den Schluffanteil erhöhen und die natürlichen Stoffgehalte verändern. Typisch für durch Wind transportiert (äolische) Sedimente ist die Dominanz einer Kornfraktion, die durch die sortierende Wirkung des Transportes hervorgerufen wird. Beim Löss der Beckenlandschaften ist der Grobschluff die mit Abstand dominante Kornfraktion. Dies trifft auf die Böden des Untersuchungsraums nicht zu, was als ein Hinweis gewertet wird, dass es sich bei der äolischen Komponente weitgehend um Lokallösslehm handelt (siehe unten). Er besteht überwiegend aus verwehten Verwitterungsbildungen der näheren Umgebung. Die Hauptliefergebiete der carbonatischen Lössen wären hingegen Beckenlandschaften, intramontane Senken oder große Flusstäler, die aber relativ fern von diesem zentralen Mittelgebirgsraum liegen.

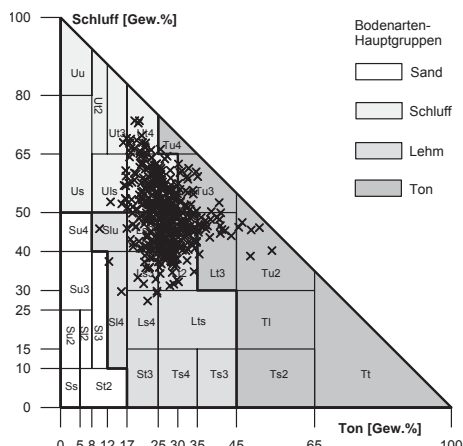
Da äolische Fremdkomponenten nur von nachgeordneter Bedeutung sind, wird die Korngrößenzusammensetzung der Böden maßgeblich von den liegenden Gesteinen bestimmt. Tonschiefer- und Quarzit-Böden müssten sich in ihrer Textur daher markant unterscheiden. Nach LEPPLA (1898) liegt die mittlere Korngröße der Quarzite an der Grenze zwischen Fein- und Mittelsand (0,2 mm; siehe auch 2.), daher



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)



Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)
 pfl; U [\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (\wedge s(d); \wedge q(d)) (1)



Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)
 pfl; U [LO; Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (1-2)]

Abb. 6 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

Daten aus Rheinland-Pfalz

wären im Gebiet der Quarzite eher sandige Böden zu erwarten. Schon die Bezeichnung Tonschiefer weist darauf hin, dass dieses Gestein hingegen primär einen hohen Tonanteil besitzt. Zumindest die Böden aus intensiv (chemisch) verwittertem Tonschiefer sollten einen hohen Anteil feiner Kornfraktionen aufweisen. Tatsächlich unterscheiden sich die Substrate des Untersuchungsraums in der Bodenart des Feinbodens auf den ersten Blick jedoch erstaunlich wenig. Insbesondere die Quarzit-reichen Substrate sind weit feinkörniger als erwartet.

Die von Blatt Morscheid-Riedenburg stammenden Proben liegen zu über 70 % in der Bodenartenhauptgruppe Lehm. Hierbei handelt es sich weitgehend um schwach tonigen Lehm und schwach bis mittel sandigen Lehm. Die Quarzit-haltigen bis -reichen Oberböden sind überwiegend nur etwas sandiger als die Schiefer-haltigen Böden. Allerdings unterscheiden sie sich innerhalb der Sandfraktion. Während in Schieferböden der Grobsand dominiert, ist es in den Quarzit-reichen Böden des Untersuchungsraums der Mittel- und Feinsand. Circa 18 % aller Proben befinden sich in der Bodenartenhauptgruppe Schluff. Etwa zu gleichen Teilen treten im Schluff die benachbarten Bodenarten schluffiger Lehm und sandig-lehmiger Schluff auf. Lediglich 6 % der Proben sind Schluffton und 4% Schluff- oder Lehmsande. Reine Sande, also Sande mit weniger als 5 Masse-% Ton und weniger als 10 Masse-% Schluff wurden im Untersuchungsraum nicht vorgefunden. Zwar kommen vereinzelt Quarzit-reiche Untergrundhorizonte mit weniger als 5 Masse-% Ton vor, aber sie enthalten dann meist weit mehr als 25 Masse-% Schluff. Insgesamt besitzen die Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg in allen Schichten, also auch in tieferen Lösslehm-armen und -freien Schichten vergleichsweise viel Schluff. 96 % aller untersuchten Proben enthalten über 30 Masse-% Schluff, fast 70% mehr als 40 Masse-% Schluff. Wie erwähnt ist der hohe Schluffgehalt überwiegend nicht auf einen hohen Anteil an Lösslehm zurückzuführen, sondern stammt aus der Verwitterung des Untergrundgesteins.

Die Lösslehm-reichen und -armen Schieferböden des Untersuchungsraums unterscheiden sich in Ober-

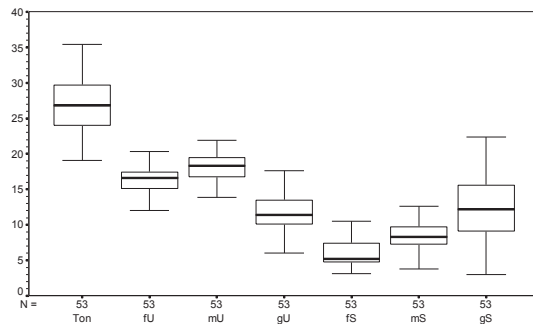
Tab. 11 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)

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 % <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	346	26,5	13,8	17,7	16,2	6,7	6,8	9,4	Lehm	Lt2
Unterboden	220	25,3	13,9	17,5	16,0	7,2	6,5	9,2	Lehm	Lt2
Untergrund	206	21,0	13,1	15,3	14,4	7,7	9,8	13,8	Lehm	Ls2
Sandstein-/Quarzit-haltig bis -führend (Anteil <1/3) pfl/U [(^to; tsf; ^tfl) (d) (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]										
Oberboden	30	24,6	11,9	17,2	18,0	8,5	7,6	9,8	Lehm	Ls2
Unterboden	19	25,4	13,7	18,6	17,7	9,8	6,8	6,5	Lehm	Ls2
Untergrund	35	25,8	14,5	18,5	17,5	8,1	5,8	6,3	Lehm	Lu
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]										
Oberboden	163	26,5	13,0	18,8	18,8	8,1	5,4	6,6	Lehm	Lu
Unterboden	120	25,1	12,5	18,8	19,1	8,9	6,1	6,3	Lehm	Lu
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]										
Oberboden	444	26,0	13,4	18,1	16,4	7,2	6,9	7,2	Lehm	Lt2
Unterboden	451	25,5	13,3	18,5	18,6	6,7	6,1	6,1	Lehm	Lu
Untergrund	25	20,9	9,7	16,0	20,6	6,9	5,6	5,9	Lehm	Ls2

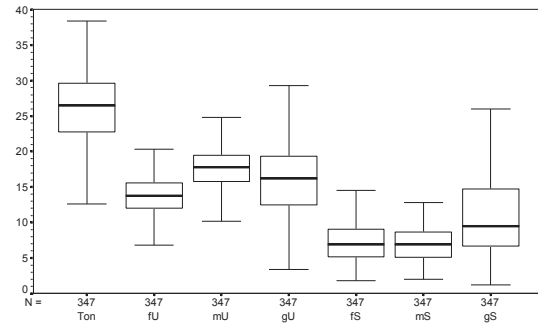
und Unterboden in ihrer Bodenart nur wenig. Für beide Substratgruppen sind Normallehne charakteristisch.

Der Grobbodenanteil (>2 mm) am Gesamtboden liegt in den Lösslehm-armen Schieferböden zu gleichen Teilen in der mittleren (>10 - 25 Vol.%) und hohen (>25 - 50 Vol.%) Anteilsklasse. Die Schieferböden mit höherem Lösslehmanteil sind tendenziell etwas Grobboden-ärmer. Bei ihnen überwiegt die mittlere Anteilsklasse. Die Untergrundhorizonte im Verbreitungsgebiet der Schiefer sind allgemein Feinboden-arm. Fast immer liegt der Grobbodenanteil in ihnen über 50 Vol.%, oft sogar über 75 Vol.%.

Im Mittel besteht der Feinboden (<2 mm) in Ober- und Unterboden zu etwas weniger als der Hälfte aus Schluff, wobei innerhalb der Schlufffraktion meist der Mittelschluff überwiegt. Sowohl die Lösslehm-reichen als auch die -armen Schieferböden enthalten durchschnittlich 27 Masse-% Ton und 18 Masse-% Mittelschluff. Der Tongehalt schwankt in einem typischen Bereich von 20 bis 35 Masse-%. Der Lösslehm verändert die Verteilung der einzelnen Fraktionen innerhalb von Schluff und Sand. Typisch für schieferreiche Böden ist der geringe Grobschluffanteil von durchschnittlich 12 Masse-%. In ihnen dominiert der Mittelschluff dicht gefolgt vom Feinschluff. Dass der Mittelschluff überwiegt, ist durchaus typisch für Böden aus devonischem Schiefer im Mittelgebirgsraum. In den meisten Lösslehm-haltigen bis -reichen Böden überwiegt zwar auch der Mittelschluff, allerdings sinkt der Feinschluffanteil zugunsten des Grobschluffs. In den Lösslehm-armen Schieferböden des Untersuchungsraums steigt innerhalb

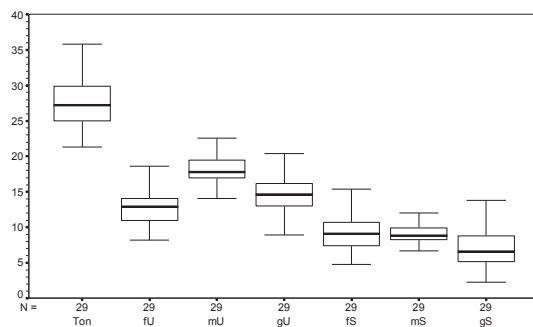


Angaben in Masse %
Daten aus 6208 Morscheid-Riedenburg

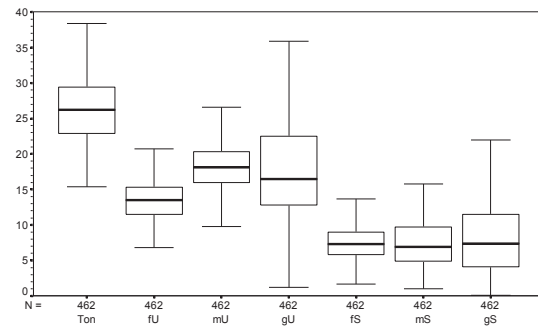


Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

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



Angaben in Masse %
Daten aus 6208 Morscheid-Riedenburg



Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

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

Abb. 7 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

der Sandfraktion der Anteil vom Fein- zum Grobsand deutlich an. Dies steht im Zusammenhang mit dem relativ hohen Grobbodenanteil. Die Sandfraktion besteht aus Schieferschuppen - dem Abrieb überwiegend physikalisch verwittertem Schiefer. Bei einem hohen Lösslehmgehalt kehrt sich dies um. Sie enthalten etwas mehr Fein- als Grobsand. Mit der Tiefe nimmt nicht nur der Grobbodenanteil, sondern insbesondere bei Schichtwechsel auch der Sandanteil zu.

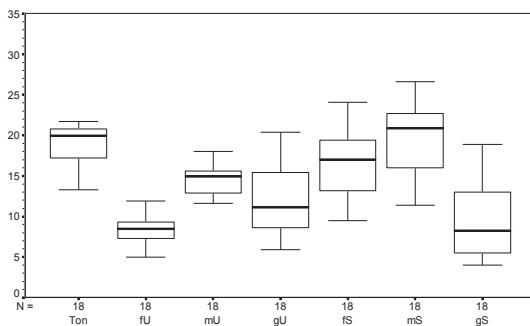
In den Untergrundhorizonten der Schieferböden liegt der typische Sandanteil zwischen 30 und 60 Masse-%. Neben sandigen Lehmen kommen daher auch lehmige Sande vor. Der Tongehalt ist meist um ca. ein Drittel geringer als in den darüberliegenden Schiefer-reichen Horizonten. Auch der Schluffanteil ist etwas niedriger, wobei die Dominanz von Fein- und Mittelschluff auch in den Untergrundhorizonten besteht.

Bei den Ober- und Unterboden der Lösslehm-armen Quarzitböden des Untersuchungsraums handelt es sich in mehr als der Hälfte der Fälle um Normallehme. In etwa 40% der Fälle wurde die Bodenart mittel sandiger Lehm (Ls3) festgestellt, womit sie deutlich die häufigste Bodenart ist. Ansonsten treten überwiegend Sandlehme auf.

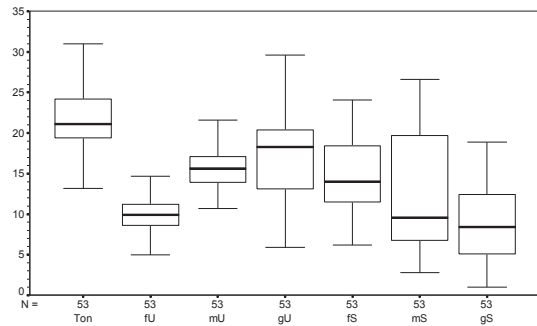
Die wichtigste Kornfraktion ist normalerweise der Sand mit einem typischen Gehalt zwischen 35 und 55 Masse-%. Innerhalb der Sandfraktion überwiegt meist der Mittelsand, dicht gefolgt vom Feinsand. Obwohl die Quarzite und quarzitischen Sandsteine ursprünglich eine sandige Matrix besitzen, liegt

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	51	21,0	9,9	15,6	18,3	14,0	9,6	8,1	Lehm	Ls2
Unterboden	71	20,3	9,9	14,5	15,6	14,7	15,3	8,8	Lehm	Ls2
Untergrund	53	15,5	9,6	14,4	17,4	17,2	15,6	9,6	Lehm	Slu
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]										
Oberboden	123	22,2	9,9	17,3	17,9	11,8	10,6	6,5	Lehm	Ls2
Unterboden	169	21,9	10,3	17,9	20,1	11,5	10,6	6,1	Lehm	Ls2
Untergrund	12	18,8	10,2	16,9	22,5	7,3	7,0	9,4	Lehm	Ls2
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]										
Oberboden	133	24,8	11,6	17,7	18,7	9,7	6,8	6,6	Lehm	Ls2
Unterboden	151	23,4	12,0	18,0	18,6	10,3	7,9	6,6	Lehm	Ls2

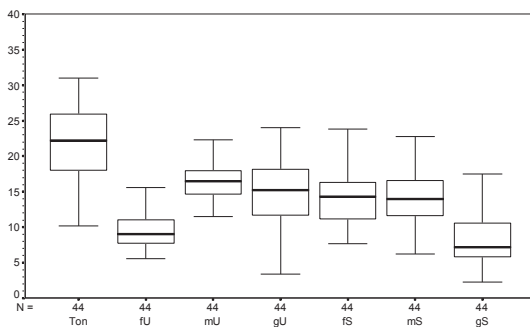


Angaben in Masse %
Daten aus 6208 Morscheid-Riedenburg

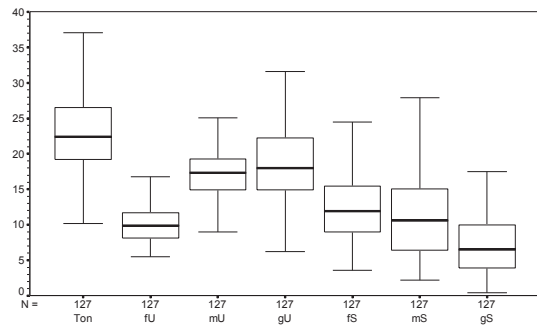


Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

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



Angaben in Masse %
Daten aus 6208 Morscheid-Riedenburg



Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

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

Abb. 8 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

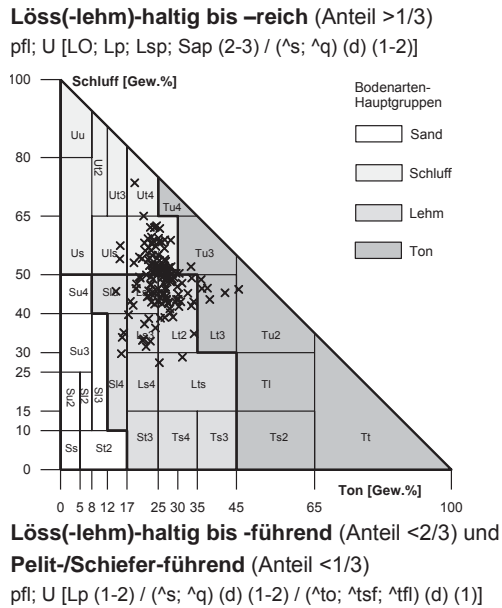
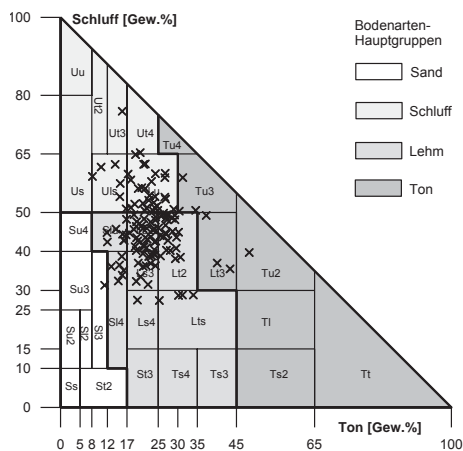
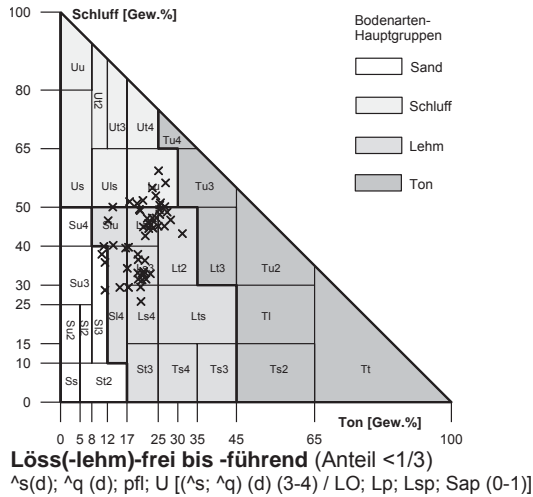


Abb. 9 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
 Daten aus Rheinland-Pfalz

der Schluffgehalt mit 26 bis 50 Masse-% erstaunlich hoch. Dies ist nicht auf ortsfremde äolische Komponenten zurückzuführen, da auch die lösslehmfreien Untergrundhorizonte vergleichbar hohe Schluffanteile aufweisen. Wie bei den Schieferböden überwiegt innerhalb des Schluffs meist der Mittelschluff. Obwohl das Ursprungsgestein weitgehend aus dem verwitterungsresistenten Mineral Quarz besteht, hat wie bei dem Schiefer die tiefgründige chemische Verwitterung während des Mesozoikum und Tertiär auch die Quarzite nachhaltig verändert. Durch die hohe Verwitterungsstabilität bildete sich nicht wie bei den Schiefen eine kaolinitische Verwitterungsdecke, sondern das Bindemittel der Quarzkörner zersetzte sich und die Quarzkörner zerfielen selbst in kleinere Fraktionen. Grundsätzlich ist es jedoch der gleiche Vorgang wie bei der „klassischen“ Saprolithisierung. Dass trotz hohem Anteil feiner Kornfraktionen es sich primär um quarzitisches Material handelt, zeigen u.a. die für Quarzite typischen geringen Schwermetallgehalte (z.B. Eisen, Nickel, Chrom).

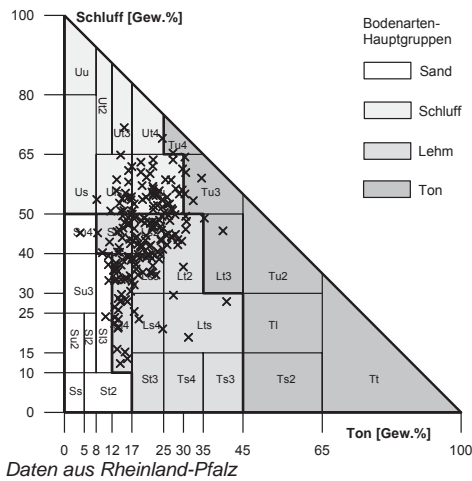
Feine Kornfraktionen können in Quarzitböden möglicherweise auch aus vollständig verwitterten Schieferkomponenten stammen, die im Gelände makroskopisch oft nicht erkennbar sind. Die Quarzite in den Hochlagen des Hunsrücks besitzen häufig geringmächtige Schiefereinschlüsse. Daher kommen Substrate, die sowohl Quarzit als auch Schiefer enthalten, häufiger als reine Quarzitböden vor. Es ist zu vermuten, dass Quarzit-reiche Untergrundhorizonte mit mehr als 10 Masse-% Ton und 1 Masse-% Eisen akzessorische Schieferanteile im Feinboden besitzen, die im Gelände allerdings nicht zu erkennen sind.

Die lösslehmfreien quarzitisches Untergrundhorizonte sind mit durchschnittlich 9 Masse-% Ton meist deutlich Ton-ärmer als die darüber liegenden Horizonte, so dass dort überwiegend Schluff- gelegentlich auch Lehmsande auftreten. Ansonsten handelt es sich überwiegend um Sandlehme. Der Sandgehalt schwankt typisch zwischen 40 und 65 Masse-%. Wie im Oberboden enthalten sie meist geringfügig mehr Mittel- als Feinsand.

Die Quarzit-haltigen Substrate mit mittlerem und hohem Lösslehmgehalt sind im Untersuchungsraum im Ober- und Unterboden etwas toniger, aber vor allem schluffiger als die Lösslehm-armen Standorte. Im Mittel liegt der Schluffgehalt in ihnen um 10 Masse-% höher und der Sandgehalt entsprechend tiefer. Insbesondere der Mittelsandgehalt liegt signifikant tiefer. Die Bodenart variiert gegenüber den quarzitästischen Substraten mit geringem Lösslehmanteil stärker. Auch bei Ihnen dominieren zwar die Normallehme, aber Sandlehme und vor allem Lehmschluffe treten im Vergleich häufiger auf.

Der Lösslehmanteil wirkt ausgleichend auf die Verteilung der einzelnen Kornfraktionen. Während in den Quarzit-reichen Substraten der Mittelsand dominiert, ist die Korngrößenverteilung relativ ausgeglichen, d.h. das Substrat ist schlecht sortiert. Die mittleren Gehalte von Mittel- und Grobschluff liegen jeweils bei etwa 17 Masse-%. Der Durchschnittswert von Fein- und Mittelsand beträgt bei beiden 14 Masse-%.

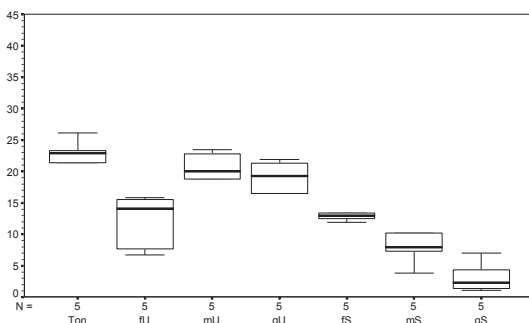
Der Grobbodenanteil (>2 mm) am Gesamtboden liegt in den Lösslehm-armen Quarzitober- und -unterböden am häufigsten in der mittleren (>10 - 25 Vol.%) gefolgt von der hohen (>25 - 50 Vol.%) Anteilsklasse. Auch die Quarzitböden mit höherem Lösslehmanteil besitzen ähnliche Grobbodengehalte. Tendenziell sind sie zwar etwas Grobboden-ärmer, aber die mittlere und hohe Anteilsklasse kommen auch bei Ihnen mit Abstand am häufigsten vor. Die Lösslehm-freien Untergrundhorizonte im Verbreitungsgebiet des Quarzits sind überwiegend Grobboden-reich. Zu 80% liegt der Anteil über 50 Vol.%, nicht selten auch über 75 Vol.%.



Substrate, die in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen sowohl Schiefer als auch Quarzite enthalten und in der oberen Lage zudem einen sehr variablen Lösslehmanteil besitzen können, stehen bei der Korngrößenzusammensetzung zwischen den beschriebenen Substraten.

Die während periodischen Überflutungen entstandenen Auensedimente, die im Nordteil von Blatt Morscheid-Riedenburg in den schwach geneigten bis ebenen Tiefenbereichen der größeren Bäche vorkommen, ähneln in ihrer Korngrößenverteilung erwartungsgemäß den Sedimenten des Liefergebietes. In den wenigen untersuchten Böden überwiegen schluffige Lehme und Normallehme. Sie bestehen meist aus 17-25 Masse-% Ton und Mittelschluff. Nur wenig geringer ist der Grobschluffgehalt. Wie bei den anderen Sedimenten des Untersuchungsraums ist der Mittelschluffgehalt ungewöhnlich hoch.

Der Grobbodengehalt (>2 mm) liegt typisch unter 10 Vol-% und wird damit als gering bewertet.



Angaben in Masse %
Daten aus 6515 Morscheid-Riedenburg

Abb. 10 Bodenarten und Korngrößenverteilung in Oberböden der carbonatfreien Auenschluffe und -lehme

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	201	19,1	8,8	14,4	20,2	15,3	12,0	3,5	Lehm	Ls2
Unterboden	189	18,3	11,4	15,5	19,2	14,5	10,8	3,1	Lehm	Ls2

Die Korngrößenzusammensetzung der Substrate auf Blatt Morscheid-Riedenburg zeigt, dass sie im Wesentlichen aus den Verwitterungsprodukten der devonischen Untergrundgesteine bestehen. Auch der Lösslehm als äolische Fremdkomponente dürfte - wie eingangs 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.

Obwohl sich die Quarzit- und die Tonschiefer-haltigen Böden in ihrer Textur weniger als erwartet unterscheiden, ist ihre stoffliche Zusammensetzung sehr unterschiedlich (siehe 4.2. ff). Dies zeigt, dass die geogenen Gesamtgehalte nicht allein vom Tongehalt, sondern auch merklich vom Mineralbestand beeinflusst werden.

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

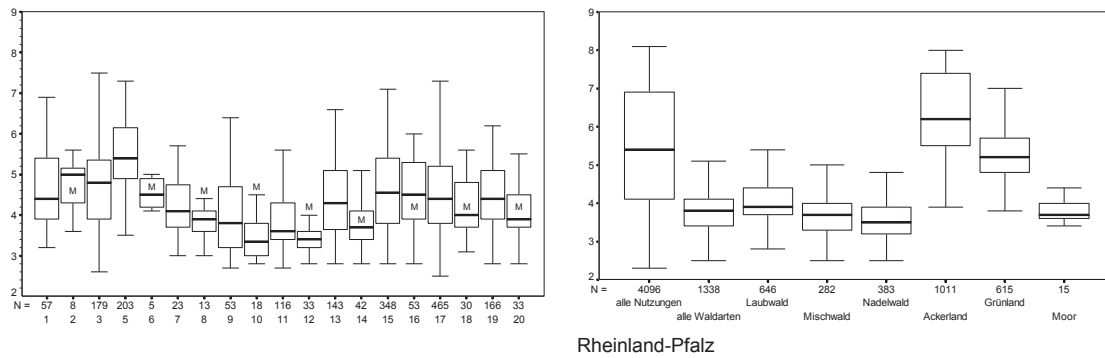


Abb. 11 pH-Wert im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

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.

Alle Böden des Untersuchungsgebietes sind in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Auch in landwirtschaftlich genutzten Böden wurden keine Carbonate gefunden. Einzig die **Humusaufgaben** der Waldböden können durch Bodenschutzkalkungen carbonathaltig sein. In etwa jeder 5. Humusaufgabe sind Carbonate vorhanden, wobei die Gehalte zwischen 0,1 und 14,8 Masse-% stark variieren. Diese Varianz dürfte auf den unterschiedlichen Zeitpunkt der Bodenschutzkalkungen zurückzuführen sein. Die carbonathaltigen Humusaufgaben weisen einen ungewöhnlich hohen pH-Wert auf, der immer über pH 5 liegt

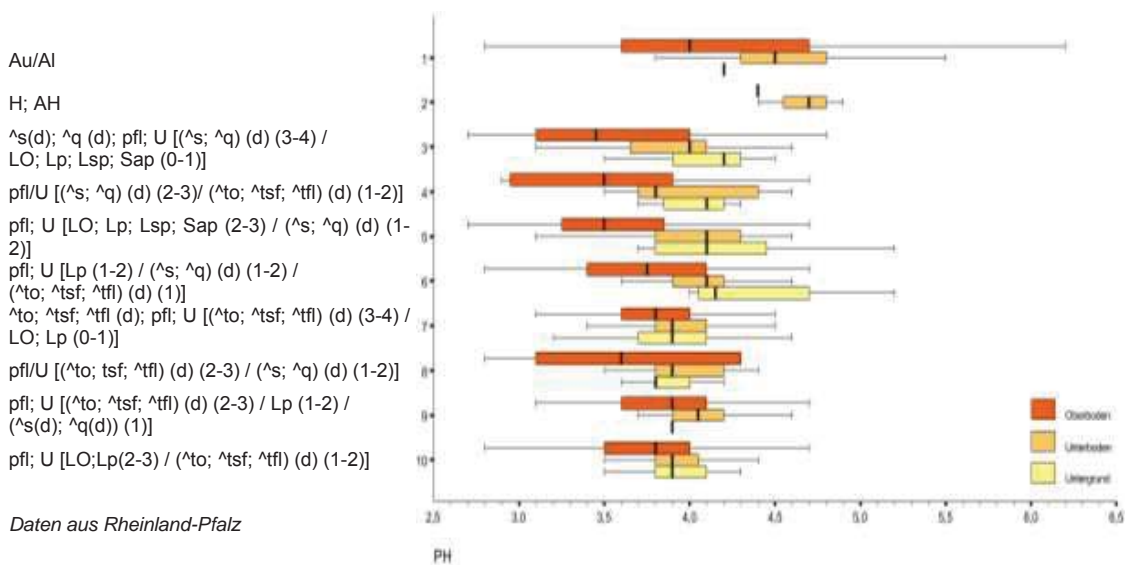


Abb. 12 pH-Wert in Waldböden

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	36	3,3	4,3	4,9	5,2	5,7
Oberboden, Wald	38	3,1	3,5	4,0	4,4	4,8
Oberboden, Grünland	11	4,7	4,9	5,5	6,0	6,1
Unterboden	61	3,7	4,0	4,1	4,4	4,6
Untergrund	45	4,0	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	92	3,3	4,0	5,0	5,6	6,3
Oberboden, Wald	104	3,2	3,5	3,8	4,2	4,6
Oberboden, Grünland	8	4,8	5,6	5,6	5,6	6,6
Unterboden	158	3,8	4,1	4,2	4,4	4,6
Untergrund	12	4,0	4,5	7,5	7,6	7,7
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
pH-Wert						
Auflage, Wald	72	3,5	4,4	5,2	5,6	6,3
Oberboden, Wald	85	3,4	3,7	4,1	4,4	4,7
Oberboden, Grünland	43	4,8	5,2	5,6	5,9	6,3
Unterboden	133	3,9	4,1	4,2	4,4	4,6

und bis zu pH 6,3 reicht. Auch die Gesamtgehalte an Calcium und Magnesium sind in ihnen erwartungsgemäß weit höher als in carbonatfreien Humusauflagen. Im Mittel enthalten sie mit 6.700 mg Mg/kg und 18.000 mg Ca/kg etwa die 5-fache Konzentration der carbonatfreien Humusauflagen.

Die Bodenschutzkalkungen führen zu stark schwankenden pH-Werten in den Humusauflagen. Auf Blatt Morscheid-Riedenburg wurden in dieser Schicht eine Spanne von pH 2,6 und 6,3 festgestellt. In der organischen Auflage kann der pH-Wert im Laubwald auf pH 2,9 und im Nadel- bzw. Mischwald auf pH 2,6 sinken. Bei diesen sehr tiefen pH-Werten befinden sich die Gesamtgehalte an Calcium und Magnesium auf ungleich niedrigerem Niveau als in den carbonathaltigen Humusauflagen. Bei einem pH-Wert von < 3 enthalten sie durchschnittlich nur noch 600 mg Mg/kg und 1.800 mg Ca/kg. Im Allgemeinen dürften aber die meisten Waldflächen gekalkt sein. Im Untersuchungsraum liegt der mittlere pH-Wert in dieser Schicht im Laubwald bei pH 4,6, im Mischwald bei pH 3,7 und im Nadelwald bei pH 3,4. Diese Werte decken sich weitgehend mit Daten aus anderen Landesteilen. 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 tiefsten Durchschnittswerte finden sich in den **Waldoberböden**, wobei zwischen den verschiedenen Substraten keine deutlichen Unterschiede zu beobachten sind. Sowohl im Verbreitungsgebiet der Quarzite als auch im Gebiet des Schiefers bewegen sich die pH-Werte im Oberboden zwischen 2,8 und 4,7. Im Durchschnitt sind die Quarzit-haltigen Oberböden mit pH 3,4 etwas saurer als die Schiefer-haltigen

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	148	3,7	4,4	4,9	5,3	6,2
Oberboden, Wald	155	3,6	3,8	4,0	4,1	4,5
Oberboden, Acker	83	5,1	5,6	6,0	6,5	7,1
Oberboden, Grünland	69	4,8	5,1	5,4	5,6	6,2
Unterboden	192	3,8	4,0	4,1	4,4	4,5
Untergrund	189	3,8	4,0	4,3	5,2	4,8
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
pH-Wert						
Auflage, Wald	67	3,8	4,5	5,0	5,5	6,3
Oberboden, Wald	84	3,6	3,9	4,0	4,2	4,5
Oberboden, Grünland	62	4,8	5,1	5,4	5,6	5,9
Unterboden	107	3,9	4,1	4,3	4,6	4,8
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						
Auflage, Wald	251	3,6	4,2	4,8	5,3	6,5
Oberboden, Wald	228	3,5	3,7	4,0	4,1	4,6
Oberboden, Acker	85	5,2	5,7	6,1	6,5	7,0
Oberboden, Grünland	103	4,6	5,0	5,3	5,5	5,9
Unterboden	433	3,8	4,0	4,4	5,2	5,2
Untergrund	26	3,9	4,1	6,3	7,6	7,7

Böden, in denen ein Mittelwert von 3,8 festgestellt wurde. Die Höhe des Lösslehmanteils hat keinen signifikanten Einfluss auf den pH-Wert. Sowohl Mittelwerte als auch Streuung der Werte decken sich weitgehend mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 14 und 15).

Insbesondere bei den Quarzit-haltigen Oberböden zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit des pH-Wertes vom Baumbestand. Im Laubwald besitzen sie einen Mittelwert von pH 3,7, während er im Nadelwald um 0,5 pH-Einheiten tiefer liegt. Die quarzitischen Oberböden im Mischwald nehmen eine Zwischenstellung ein. Im Laubwald streuen die pH-Werte im Oberboden typisch zwischen pH 3,1 und 4,7 und im Nadelwald zwischen 2,8 und 4,0. Ähnlich stellt sich die Situation im Verbreitungsgebiet des Schiefers dar. Nicht nur die unterschiedliche Qualität und Quantität der beim Abbau der Streu entstehenden organischen Säuren dürften dabei eine Rolle spielen, sondern auch die deutlich mächtigeren Humusaufgaben im Nadelwald (siehe auch 4.1.3.). Letzteres führt dazu, dass im Nadelwald Bodenschutzkalkungen noch weniger als im Laubwald den Mineralboden erreichen.

Der Effekt der Bodenschutzkalkungen auf den Oberboden ist relativ gering. Waldoberböden mit carbonatischer Humusaufgabe besitzen im Mittel einen nur um 0,3 Einheiten höheren pH-Wert als die Oberböden, deren Humusaufgaben carbonatfrei sind. Mehr als ¼ der untersuchten Waldoberböden sind nach

Tab. 16 pH-Wert in (An-)Mooren

(An-)Moor						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	3,7	4,1	4,6	5,2	5,7
Unterboden	13	3,8	3,9	4,8	5,1	6,1

der AG Boden (2005) als extrem sauer einzustufen. Als sehr stark sauer wird gut die Hälfte der Waldoberböden klassifiziert. Fast ausnahmslos besitzen die organischen Auflagen einen höheren pH-Wert als der folgende mineralische Oberboden. Im Durchschnitt liegt er im Untersuchungsraum um 0,4 pH-Einheiten höher. Durch den sehr variablen pH-Wert der Humusaufgabe variiert der Unterschied aber erheblich. In den neuerlich gekalkten Waldböden liegt der pH-Wert im Oberboden typisch zwischen 1 und 2,4 pH-Einheiten tiefer als in ihren Humusaufgaben. In vermutlich ungekalkten Waldböden unterscheiden sich der pH-Wert von Humusaufgabe und Oberboden hingegen meist nur gering (\pm pH 0,3).

Mit zunehmender Tiefe steigt der pH-Wert in Waldböden etwas an und er schwankt auch geringer als im Oberboden. Sowohl in den Quarzit-haltigen als auch in Schiefer-haltigen Unterböden beträgt der Mittelwert pH 4,2. Die Quarzit-reichen Untergrundhorizonte zeigen bei einer typischen Varianz von pH 4,0 bis 4,6 ebenfalls einen Durchschnittswert von pH 4,2. Die Verhältnisse sind damit geringfügig günstiger als im Landesdurchschnitt. In den Untergrundhorizonten aus Schiefer scheint der pH-Wert tendenziell wieder leicht zu sinken. Allerdings liegen nur wenige Daten aus dem Untersuchungsraum vor. Sie decken sich aber mit den landesweiten Werten.

Im obersten Horizont der **Moore** wurden im Untersuchungsgebiet pH-Werte zwischen 3,0 und 4,4 gemessen. Der Mittelwert beträgt pH 3,9. Bei fast identischem Durchschnittswert schwankt der pH-Wert in tieferen Horizonten mit Werten zwischen 3,6 und 4,4 geringer. Hinsichtlich pH-Wert und Nährstoffversorgung handelt es sich überwiegend um Übergangsmoore.

Auf Blatt Morscheid-Riedenburg wird Ackerbau praktisch nur im Verbreitungsgebiet der Schiefer betrieben. Überwiegend sind es Lösslehm-arme Substrate. Der Mittelwert beträgt in den **Ackeroberböden** pH 5,6. Der typische Wertebereich reicht von pH 4,7 bis 5,8. In einem Einzelfall lag der pH-Wert sogar bei nur pH 4,2. Im Hinblick der Ertragsfähigkeit und einer geringen Schadstoffmobilisierung ist eine Kalkung bei pH-Werten < 5 unbedingt zu empfehlen. Die auf Blatt Morscheid-Riedenburg gefundenen pH-Werte sind überwiegend charakteristisch für Schiefer-haltige Ackerböden.

Tab. 17 pH-Wert in Auenschluffen und -lehmen

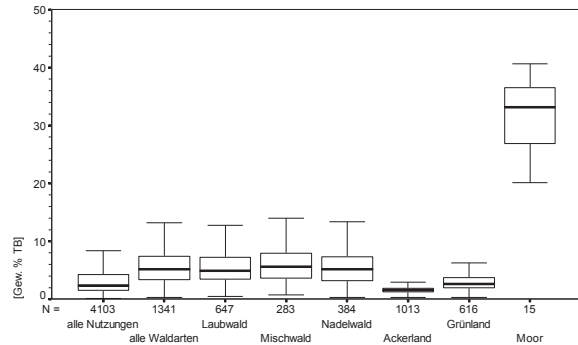
Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	114	4,9	5,3	5,9	6,5	7,3
Unterboden	185	4,8	5,1	5,5	6,2	6,5

Wie allgemein üblich liegt der mittlere pH-Wert in den als **Grünland** genutzten Oberböden zwischen denen der Wald- und Ackerböden. Auch die Grünlandböden sind vor allem in Schiefer-haltigen bis -reichen Substraten entwickelt. Bei einer Schwankungsbreite von pH 4,3 bis 5,4 beträgt der Mittelwert pH 4,8. Untergeordnet werden auch Auenlehme oder Böden, die neben Schiefer auch Quarzite und Lösslehm enthalten, als Grünland genutzt. Eine zu geringe Anzahl von Proben aus dem Bearbeitungsgebiet verhindert bei ihnen eine gesicherte statistische Aussage, aber tendenziell treten vergleichbare pH-Werte wie bei den Schiefer-haltigen bis -reichen Böden auf.

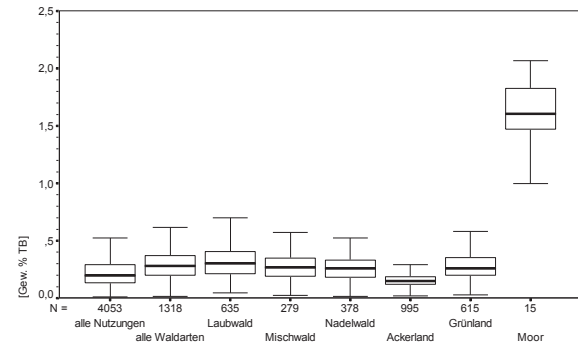
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

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 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 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen unter den im Boden befindlichen Elementen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht durch die Verwitterung in den Boden gelangen. Analysiert wurde der Gesamtgehalt an Stickstoff, der im Oberboden zu ca. 95 % organisch gebunden ist. Der organisch gebundene Anteil ist relativ immobil und wirkt im Gegensatz zu den mobilen anorganischen Bindungsformen nicht grundwasserbelastend. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können nicht getroffen werden, da die anorganischen Stickstoffgehalte jahreszeitlich stark schwanken, was längere Messperioden erfordern würde.

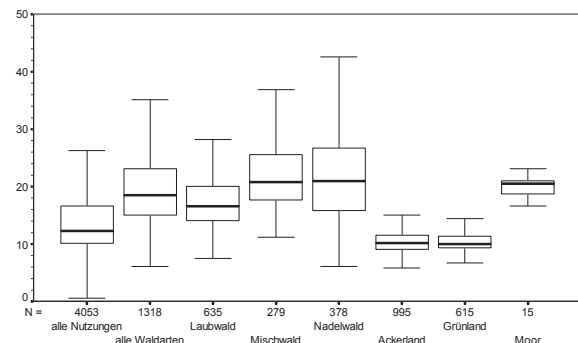
Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeleitet werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤ 15) auf günstigere



Organischer Kohlenstoff



Gesamt-Stickstoff



C/N-Verhältnis

Abb. 13 Organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis im Oberboden

Daten aus Rheinland-Pfalz

Verhältnisse und ertragreichere Böden hin. Steigt dieser Wert, ist dies ein Indiz für zunehmend ungünstigere biotische Bodenverhältnisse. Bei niedrigem C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen Anteil hochmolekularer Huminstoffe, steigt die Selektivität der Schwermetallbindung (KUNTZE et al. 1988). Vor allem Spurenelemente, die bevorzugt organische Bindungsplätze einnehmen, werden stärker immobilisiert (z.B. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

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 wird der Faktor 2 (50%) verwendet (AG Boden 1994).

Die Menge des in der organischen Substanz gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}) wird von der Nutzung maßgeblich beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöhen sich Mineralisierung und Durchmischung mit tieferen (C_{org} -ärmeren) Profilmereichen. Dagegen gelangt mit der Streu auf forstlich genutzten Böden eine erheblich größere Menge organischer Stoffe. Daher liegt der C_{org} -Gehalt bei gleichem Substrat unter Acker und Sonderkulturen deutlich niedriger als unter Wald. Durch die vorrangige Bindung des Stickstoffs an die organische Substanz zeigt dieses Element in abgeschwächter Form ein ähnliches Bild, d.h. Waldböden enthalten mehr Gesamtstickstoff als Ackerböden. Da organisch gebundener Stickstoff den Pflanzen nicht zur Verfügung steht (siehe oben), sagen die gefundenen Gehalte allerdings nichts über Art und Grad der Stickstoffversorgung aus.

Bei der nutzungsbezogenen Interpretation der Daten ist ferner zu berücksichtigen, dass die Probenahme horizontbezogen erfolgt. Die gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden weit geringere Mächtigkeit der Waldoberböden führt ebenfalls zu größeren Unterschieden. Die Mächtigkeit des obersten Mineralbodenhorizonts bewegt sich bei den Waldböden im Untersuchungsraum in einem typischen Bereich von nur 5 bis 12 cm. Deutlich größere Horizontmächtigkeiten finden sich nur in jenen Waldböden, die noch deutliche Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung zeigen. In den Grünlandböden liegt die Mächtigkeit meist zwischen 10 bis 20 cm und bei den Ackerböden meist um die 30 cm. Aber auch bei einer tiefenbezogenen Berechnung des Gesamtvorrates ergeben sich immer noch prägnante Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodennutzungen.

Das Substrat kann indirekt über das Nährstoffangebot und den physikalischen Eigenschaften (Luftkapazität, Wasserhaushalt) Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt nehmen. Nährstoffarmut, niedrige pH-Werte, ungünstige Durchlüftung und Wasserübersättigung führen zum gehemmten Abbau organischer Substanzen und infolgedessen zu einer Akkumulation von Huminstoffen.

Moore sind vollhydromorphe Böden, die mindestens 30 cm mächtig sind und einen Humusgehalt von ≥ 30 Masse-% besitzen. Entsprechend hoch sind die Kohlen- und Stickstoffgehalte im obersten Torf-

Tab. 18 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in (An-)Mooren

(An-)Moor						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Organischer Kohlenstoff			Angaben in Masse %			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	23	16,0	32,9	36,5	38,7	47,7
Unterboden	13	23,9	33,4	38,3	40,5	42,7
Stickstoff			Angaben in Masse %			
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	23	0,95	1,57	1,84	1,99	2,19
Unterboden	10	1,36	1,44	1,52	1,71	1,67

Tab. 19 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>						
Angaben in Masse %						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	34	30,9	35,4	38,3	40,3	45,6
Oberboden, Wald	38	4,3	5,2	8,0	10,4	12,8
Oberboden, Grünland	11	2,4	3,1	3,7	4,2	4,5
Unterboden	69	0,4	1,3	2,4	3,7	4,8
Untergrund	49	0,1	0,2	0,4	0,6	0,7
Stickstoff						
Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	34	1,40	1,56	1,66	1,73	1,93
Oberboden, Wald	38	0,18	0,35	0,41	0,53	0,71
Oberboden, Grünland	11	0,25	0,30	0,38	0,43	0,44
Unterboden	61	0,07	0,10	0,12	0,16	0,19
Untergrund	41	0,03	0,05	0,08	0,09	0,15
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>						
Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	92	24,0	31,2	37,3	42,4	49,3
Oberboden, Wald	104	4,8	6,2	7,9	9,0	12,0
Oberboden, Grünland	14	2,2	2,6	3,4	4,3	4,3
Unterboden	165	0,7	1,4	2,5	3,2	5,1
Untergrund	11	0,2	0,3	0,5	0,9	0,7
Stickstoff						
Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	92	1,00	1,34	1,55	1,67	1,88
Oberboden, Wald	102	0,22	0,27	0,34	0,39	0,51
Oberboden, Grünland	14	0,22	0,28	0,34	0,45	0,46
Unterboden	157	0,07	0,10	0,13	0,16	0,21
Untergrund	12	0,04	0,07	0,08	0,10	0,12
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	67	30,8	34,1	37,2	39,7	43,0
Oberboden, Wald	85	4,1	5,7	7,6	9,3	12,8
Oberboden, Grünland	42	2,2	3,2	4,0	4,6	5,8
Unterboden	144	0,8	1,4	2,1	3,0	4,0
Stickstoff						
Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	67	1,37	1,49	1,61	1,67	1,96
Oberboden, Wald	80	0,24	0,29	0,37	0,44	0,54
Oberboden, Grünland	43	0,25	0,32	0,42	0,48	0,56
Unterboden	137	0,08	0,11	0,14	0,18	0,24

horizont mit durchschnittlich 34 Masse-% C_{org} und 1,7 Masse-% N_{ges}. Dies entspricht einem mittleren C/N-Verhältnis von 20. Der Humusgehalt bewegt sich in einem typischen Bereich von 40 bis fast 80 Masse-%. Es liegen nur wenige Daten aus tiefer liegenden Torfhorizonten vor, so dass eine gesicherte Aussage nicht getroffen werden kann. Sowohl leicht geringere als auch höhere Kohlenstoffge-

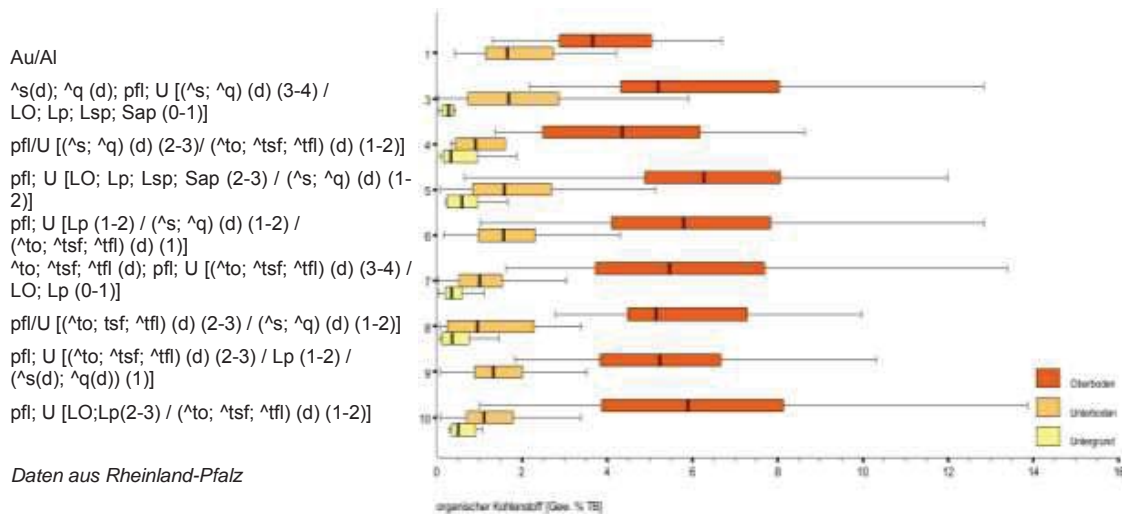


Abb. 14 Organischer Kohlenstoff in Waldböden

halte wurden beobachtet. Relativ einheitlich ist ein leichtes Sinken des Stickstoffgehaltes. Daher ist das C/N-Verhältnis meist höher und damit ungünstiger als im darüberliegenden Horizont.

Die in den Mooren des Untersuchungsgebietes gefundenen Kohlen- und Stickstoffgehalte sind üblich für Übergangs- und Hochmoore im Mittelgebirgsraum.

Die **Humusaufgabe**, die die Waldböden bedeckt, weist landesweit übliche Kohlen- und die Stickstoffwerte auf. Während der Stickstoffgehalt der organischen Auflage weitgehend unabhängig vom Baumbestand ist, steigt der Kohlenstoffgehalt mit dem Anteil an Nadelstreu leicht an. Die Humusaufgabe enthält im Laubwald durchschnittlich 1,6 Masse-% N_{ges} und im Misch- und Nadelwald 1,5 Masse-% N_{ges} . Der mittlere Kohlenstoffgehalt steigt von 33 Masse-% C_{org} in den organischen Auflagen der Laubwälder auf 36 Masse-% C_{org} in Misch- und Nadelwald. Entsprechend steigt das C/N-Verhältnis von 20 auf 23.

Da die Mächtigkeit der Humusaufgabe mit dem Anteil an Nadelstreu deutlich zunimmt, wird in den Humusaufgaben der Nadelwälder deutlich mehr Kohlen- und Stickstoff gespeichert als unter Laubwald. Im Untersuchungsraum beträgt die mittlere Mächtigkeit der Humusaufgabe im Nadelwald 7 cm (4 – 10 cm) und im Mischwald 5 cm (3 – 10 cm). Im Laubwald sind sie im Mittel nur 4 cm (2 – 6 cm) mächtig, was im Vergleich zu nährstoffreichen Waldböden dennoch überdurchschnittlich ist. Vermutlich führen hohe Niederschläge, die 1.200 mm/a erreichen können, niedrige Jahrestemperaturen und Nährstoffmangel in dieser Mittelgebirgshochlage zu einem gehemmten biotischen Abbau.

Die **Waldoberböden** sind im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 7,2 Masse-% C_{org} relativ humusreich (~12,4 Masse-% Humus). Bei einer mittleren Mächtigkeit von 7 cm dürften im obersten Mineralbodenhorizont etwas über 40 t C je ha organisch gebunden sein. Der Kohlenstoffgehalt schwankt allerdings in einem weiten Bereich von 3 bis 16 Masse-%. Da Stickstoff im Boden weitgehend organisch gebunden ist, schwankt er mit Werten zwischen 0,1 und 1 Masse-% entsprechend stark. Der Mittelwert liegt bei 0,37 Masse-% N_{ges} , woraus sich ein mittleres C/N-Verhältnis von 19 ergibt. Insgesamt überwiegen in den Waldoberböden C/N-Verhältnisse, die auf eine mäßige biotische Aktivität und nur auf eine mittlere bis geringe Huminstoffqualität schließen lassen.

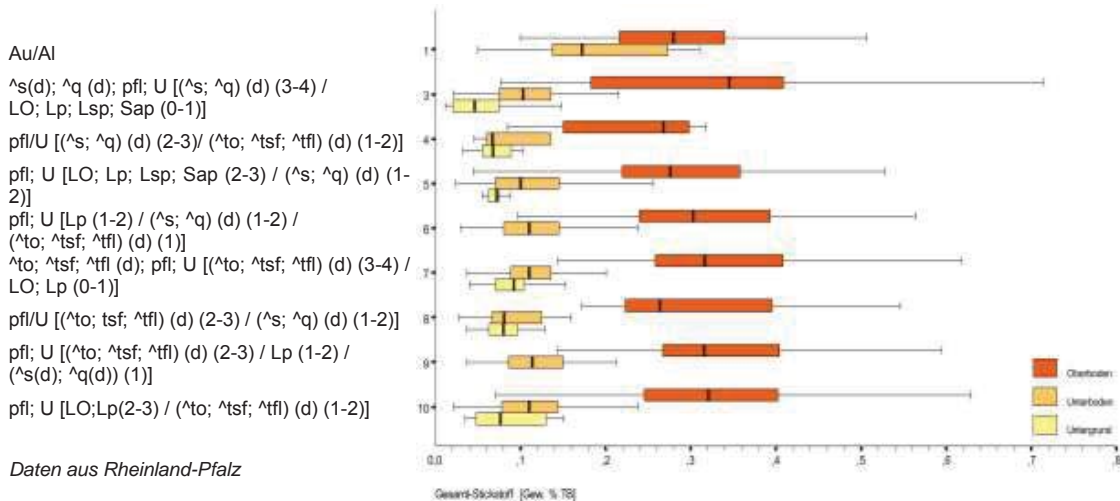


Abb. 15 Gesamt-Stickstoff in Waldböden

Die Daten aus dem Untersuchungsraum zeigen eine gewisse Abhängigkeit des Humusgehaltes und dessen Qualität vom Baumbestand und vom Substrat. Die Oberböden der Laubwälder enthalten mit durchschnittlich 8,2 Masse-% C_{org} merklich mehr organische Substanzen als die Böden der Nadelwälder. Gleichzeitig besitzen sie im Mittel 60% mehr Gesamtstickstoff, wodurch ihr mittleres C/N-Verhältnis mit 18 etwas günstiger ist. Dies deckt sich mit dem landesweiten Durchschnitt für Laubwaldoberböden. Im Nadelwald enthalten die Oberböden im Mittel 6,9 Masse-% C_{org} und 0,28 Masse-% N_{ges} . Das mittlere C/N-Verhältnis steigt auf 22 und schwankt üblich zwischen 13 und 34. Die Oberböden im Mischwald sind ähnlich huminstoffreich wie jene im Laubwald, jedoch sind sie Stickstoff-ärmer. Daher liegt ihr mittleres C/N-Verhältnis mit 20 zwischen Nadel- und Laubwaldoberböden. Dass die Oberböden der Laubwälder humoser als die der Nadelwälder sind, ist in allen Substraten zu beobachten. Offensichtlich gelangen beim Abbau der Nadelstreu nicht nur weniger Huminstoffe in den Mineralboden als bei der schneller abbaubaren Laubstreu, sondern bilden - wie oben erwähnt - auch mächtigere Humusauflagen.

Das Substrat besitzt ebenfalls eine gewisse Bedeutung. So sind die quarzitären Waldoberböden im Untersuchungsraum deutlich Humus-reicher als die Waldböden aus Schiefer. Die Quarzit-reichen Waldoberböden enthalten im Laubwald durchschnittlich 9,3 Masse-% C_{org} , 0,51 Masse-% N_{ges} und das C/N-Verhältnis liegt bei 18. Es sind die Mineralböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg mit den höchsten Humusgehalten. Bei höherem Lösslehmanteil scheinen die quarzitären Böden etwas humusärmer zu sein, liegen aber ebenfalls deutlich über dem Landesdurchschnitt (siehe auch Tab. 19). Bei der gleichzeitigen Betrachtung von Substrat und Nutzung sinkt allerdings die Anzahl der Beobachtungen auf ein statistisch unsicheres Niveau. Der Trend ist allerdings deutlich.

Die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Schiefer entsprechen in den Durchschnittswerten und Streuung der Werte weitgehend den landesweiten Daten (siehe Tab. 20).

Warum gerade die Quarzit-haltigen Waldoberböden deutlich humoser als im Landesdurchschnitt und als die Schieferhaltigen Substrate sind, ist hier nicht eindeutig zu klären. Da Quarzite vor allem die kühlen feuchten Kammlagen bilden, wird ein gehemmter biotischer Abbau durch die vergleichsweise ungünstigen klimatischen Bedingungen vermutet. Sicherlich spielen auch Nährstoffarmut und tiefe pH-Werte eine Rolle.

Tab. 20 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	144	31,4	35,5	39,0	41,7	48,2
Oberboden, Wald	168	3,7	5,4	7,6	10,0	13,4
Oberboden, Acker	80	1,9	2,1	2,5	2,7	3,2
Oberboden, Grünland	69	2,1	3,0	4,0	4,7	6,7
Unterboden	219	0,5	0,9	1,4	2,1	2,6
Untergrund	195	0,1	0,3	0,5	0,7	1,0
Stickstoff			Angaben in Masse %			
Auflage, Wald	145	1,31	1,46	1,66	1,79	2,11
Oberboden, Wald	165	0,26	0,32	0,40	0,49	0,62
Oberboden, Acker	81	0,20	0,23	0,26	0,28	0,35
Oberboden, Grünland	67	0,24	0,32	0,39	0,46	0,53
Unterboden	152	0,09	0,11	0,14	0,18	0,22
Untergrund	108	0,07	0,09	0,10	0,11	0,15
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
Organischer Kohlenstoff			Angaben in Masse %			
Auflage, Wald	65	32,0	34,9	38,4	39,8	42,7
Oberboden, Wald	87	3,7	5,2	6,4	8,3	9,8
Oberboden, Grünland	61	2,1	3,1	3,8	4,6	6,0
Unterboden	116	0,8	1,1	1,9	2,4	3,5
Stickstoff			Angaben in Masse %			
Auflage, Wald	67	1,38	1,58	1,72	1,81	2,11
Oberboden, Wald	87	0,26	0,32	0,40	0,47	0,57
Oberboden, Grünland	63	0,24	0,32	0,40	0,48	0,63
Unterboden	113	0,09	0,11	0,15	0,18	0,23
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 %			
Auflage, Wald	250	29,4	35,0	40,0	45,5	53,2
Oberboden, Wald	247	3,8	5,9	8,0	10,1	13,9
Oberboden, Acker	85	1,6	2,1	2,4	2,8	3,3
Oberboden, Grünland	99	2,3	3,2	4,2	5,1	6,7
Unterboden	434	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 %			
Auflage, Wald	244	1,24	1,40	1,56	1,69	1,99
Oberboden, Wald	244	0,24	0,32	0,40	0,49	0,63
Oberboden, Acker	85	0,17	0,20	0,24	0,26	0,32
Oberboden, Grünland	102	0,24	0,31	0,43	0,53	0,68
Unterboden	280	0,07	0,11	0,14	0,18	0,24
Untergrund	18	0,03	0,05	0,09	0,13	0,15

Unterhalb des Oberbodens nimmt der C_{org} -Gehalt in den Waldböden mit der Tiefe überwiegend deutlich ab. Auch in tiefer liegenden Horizonten enthalten die Quarzit-haltigen Böden etwas höhere Huminstoffgehalte als die Schieferböden. Die Unterbodenhorizonte der Quarzit-haltigen Substrate besitzen in einer Tiefe von mehr als 30 cm durchschnittlich noch 1,7 Masse-% C_{org} . Gehalte zwischen 0,2 und 3 Masse-% sind dort typisch. Der Gesamtstickstoff sinkt weniger deutlich auf durchschnittlich 0,11 Masse-%, so dass das C/N-Verhältnis etwas günstiger als im Oberboden ist. Lediglich in den Bh-Horizonten der podsolierten Böden kann der Kohlenstoffgehalt in der Tiefe wieder deutlich ansteigen. Im Untersuchungsraum wurden in diesem Horizont bis fast 6 Masse-% C_{org} gefunden. Die für Unterböden vergleichsweise hohen Kohlenstoffgehalte deuten auf einen hohen Anteil mobiler Huminsäuren hin.

Im Verbreitungsgebiet der Schiefer enthalten die Unterböden durchschnittlich 1,3 Masse-% C_{org} und 0,1 Masse-% N_{ges} . Bei fast identischem Stickstoffgehalt sind sie somit etwas Kohlenstoff-ärmer als die quarzitischen Unterböden.

Dass quarzitisches Unterböden etwas mehr Huminstoffe enthalten als die Schieferböden, ist im gesamten Land zu beobachten. Im Untersuchungsraum besitzen beide Substratgruppen in ihren Unterböden leicht überdurchschnittliche Kohlenstoffgehalte. Es ist anzunehmen, dass bei den vorherrschend tiefen pH-Werten eine stärkere vertikale Verlagerung von Huminstoffen stattfindet.

Die Quarzit- und Schiefer-reichen Untergrundhorizonte unterscheiden sich in ihrem Stickstoffgehalt erwartungsgemäß kaum. Wenig schwankend enthalten sie im Mittel 0,09 Masse-%. Der mittlere Kohlenstoffgehalt liegt in den Quarzit-reichen Untergrundhorizonten bei 0,3 Masse-% im Verbreitungsgebiet der Schiefer bei 0,1 Masse-%. Das C/N-Verhältnis wird in der Tiefe immer enger, so dass im Untergrund fast nie Verhältnisse über 10 auftreten. Dies ist ein Hinweis darauf, dass anorganische Stickstoffverbindungen dort einen größeren Anteil am Gesamtstickstoff gewinnen.

Aus klimatischen Gründen wird **Ackerbau** ausschließlich im Verbreitungsgebiet der Schiefer betrieben. Überwiegend sind es Lösslehm-arme Böden. Die Kohlenstoffgehalte variieren im Oberboden zwischen 1,9 und 2,9 Masse-% (ca. 3,3 - 5,0 Masse-% org. Substanz). Der Stickstoffgehalt bewegt sich dabei zwischen 0,22 und 0,31 Masse-%. Daraus ergeben sich sehr günstige C/N-Verhältnisse zwischen 8 und 10. Diese Werte sind typisch für Schiefer-reiche Ackerböden.

Neben Schieferböden werden auch Auenböden als **Grünland** genutzt. Letztere besitzen wegen der morphologischen Gegebenheiten im Untersuchungsraum allerdings keine größere räumliche Bedeutung. Kohlenstoff- und damit auch die Stickstoffgehalte variieren weit stärker als in den Ackerböden. Grünlandböden, die erkennbar früher als Ackerboden genutzt wurden, weisen etwa die gleichen Gehalte

Tab. 21 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
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	189	0,7	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	142	0,09	0,14	0,18	0,24	0,30

und Mächtigkeiten wie die rezenten Ackerböden auf. Ansonsten liegen die Kohlen- und Stickstoffgehalte in den dann deutlich geringmächtigeren Oberböden etwa doppelt so hoch. Im Vergleich sind die als Grünland genutzten Schiefer- und Auenböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg überdurchschnittlich humos. Das C/N-Verhältnis bewegt sich zwischen 9 und 13 und ist damit nur wenig ungünstiger als in den Ackerböden.

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.

Unterschieden wird zwischen der tatsächlichen KAK (effektive KAK; KAK_{eff}) und der maximal möglichen KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}). Während bei pH-Werten von über 7 die KAK_{eff} der KAK_{pot} entspricht, sinkt mit abnehmendem pH-Wert die Fähigkeit des Bodens, Kationen reversibel anzulagern. Dies bedeutet, dass dann die KAK_{eff} immer geringer wird.

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 liefern Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen.

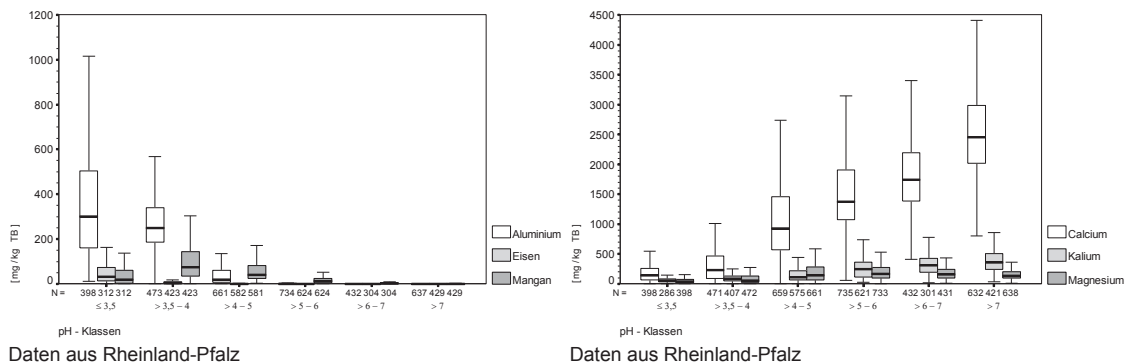


Abb. 16 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

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 fast 15 cmol+/kg. In den Huminstoff-armen Unterboden- und Untergrundhorizonten liegt die theoretische KAK_{pot} in Quarzit-reichen Substraten bei durchschnittlich 7 cmol+/kg, in Schiefer-reichen Substraten rechnerisch bei 12 cmol+/kg. Tatsächlich wurde in diesen Horizonten allerdings eine um 30 bis 60% geringere KAK_{pot} gemessen. Vor allem die intensiv verwitterten Cj-Horizonte zeigen eine auffallend geringe mittlere KAK_{pot} von nur 2 cmol+/kg. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass in den Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg nicht günstige Tonminerale mit hoher KAK_{pot} vorherrschen, sondern jene mit geringer KAK_{pot} wie Kaolinit oder Chlorit. Kaolinit ist ein typisches Produkt der langwährenden chemischen Tiefenverwitterung der Gesteine im Mittelgebirgsraum (siehe 2.) und besitzt eine geringe KAK_{pot} von nur 2 - 15 cmol+/kg. Unter der Annahme, dass die Tonfraktion eine mittlere KAK_{pot} von 10 cmol+/kg besitzt, stimmen die berechneten und gemessenen Werte für die Cj-Horizonte hervorragend überein.

Huminstoffe besitzen hingegen überwiegend von der Bodenreaktion (pH-Wert) abhängige variable Ladungen. Da Huminstoffe erheblich zur KAK beitragen, besitzen Moore und der obere Bereich der Waldböden eine weit höhere KAK_{pot} als Unterböden oder die Oberböden anderer Nutzungsformen. Waldböden und Moore weisen jedoch meist tiefe pH-Werte auf, so dass ihre KAK_{eff} tatsächlich weit geringer ist. In sauren Waldoberböden (pH < 4,5), bei denen sowohl die KAK_{pot} als auch die KAK_{eff} bestimmt wurde, erreichte die tatsächliche KAK (KAK_{eff}) im Mittel nur die Hälfte der maximal möglichen KAK (KAK_{pot}). Der Anteil der KAK_{eff} an der KAK_{pot} bewegt sich in sauren Waldoberböden in einem typischen Bereich von 40 bis 60%. In der Humusaufgabe sinkt der Anteil noch etwas weiter, während in sauren Huminstoff-armen Unterboden- und Untergrundhorizonten der prozentuale Anteil üblicherweise zwischen 70 und 90% liegt.

Ihrem hohen Humusgehalt von durchschnittlich fast 70 Masse-% entsprechend, besitzen die **Moore** mit 53 cmol+/kg im obersten Horizont nach den Humusaufgaben die höchste mittlere KAK_{pot} im Untersuchungsraum. Es ist von einer KAK_{pot} von etwa 0,9 cmol+/kg je Masse-% Humus auszugehen. Infolge tiefer pH-Werte und überwiegend variabler Ladungen dürfte die KAK_{eff} kaum mehr als 10 bis 15 cmol+/kg betragen. Die Basensättigung zeigt eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert. Bei pH-Werten unter 4 ist von einer Basensättigung unter 10% auszugehen. In den wenigen Standorten, die einen etwas höheren pH-Wert besitzen, kann dieser Wert bis auf 20% ansteigen. Die Moore sind als basenarm, örtlich auch als sehr basenarm einzustufen.

Tab. 22 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbare Kationen in (An-)Mooren

(An-)Moor									
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})					Angaben in cmol+/kg				
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.			
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	49,03	53,02	76,40	90,62	108,17			
Unterboden	12	30,81	60,06	65,12	72,02	77,62			
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen					Angaben in cmol+/kg				
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basensättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+, Al^{3+})	Calcium	Mag-nesium	Kalium	Natrium
Oberboden, ohne Nutzung.	22	53,02	8,85	19	43,05	4,68	3,29	0,43	0,22
Unterboden	12	60,06	4,50	21	15,16	2,05	2,26	0,15	0,18

Ein Einfluss des Mineralbodens auf die KAK_{pot} und die Zusammensetzung der austauschbaren Kationen ist in den **Humusauflagen der Waldböden** erwartungsgemäß kaum feststellbar. Die vorgenommenen Bodenschutzkalkungen überdecken einen möglichen (geringen) Einfluss des Mineralbodens und führen zu extrem unterschiedlichen Ca- und Mg-Gesamtgehalten (Ca_{ges} , Mg_{ges}). Im Untersuchungsraum treten in den Humusauflagen beim Ca_{ges} Gehalte von 800 bis 57.000 mg Ca_{ges}/kg ($\bar{\Delta}$ 6.100 mg Ca_{ges}/kg) und beim Mg_{ges} von 430 bis 22.000 mg Mg_{ges}/kg ($\bar{\Delta}$ 1.860 mg Mg_{ges}/kg) auf. Diese Maßnahme führt in dieser Schicht zu sehr unterschiedlichen Basensättigungen.

Die organischen Auflagen der Waldböden weisen einen ähnlichen Humusgehalt wie die Moore auf. Ihre KAK_{pot} jedoch ist höher und beträgt auf Blatt Morscheid-Riedenburg im Mittel 72 cmol+/kg. Die Höhe der KAK_{pot} ist direkt vom Humus-Gehalt abhängig. Da die Humusauflagen der Laubwälder einen etwas geringeren Humusgehalt als die der Nadelwälder besitzen, beträgt die mittlere KAK_{pot} im Laubwald 64 cmol+/kg und im Nadelwald 80 cmol+/kg. Die KAK_{pot} dürfte bei etwa 1,1 cmol+/kg je Masse-% Humus liegen und wäre damit höher als bei den Mooren. Dieser Wert wurde sowohl für die Humusauflagen der Laub- als auch für die der Nadelwälder berechnet.

Trotz der geringeren KAK_{pot} herrschen in den Humusauflagen der Laubwälder günstigere Bedingungen vor. Dank vergleichsweise hoher pH-Werte von durchschnittlich 4,6 (siehe 4.1.2.), liegt die mittlere Basensättigung in den carbonatfreien Humusauflagen der Laubwälder bei 50% (14 – 70%) bzw. der S-Wert bei 33 cmol+/kg. Die organischen Auflagen der Nadelwälder besitzen durchschnittlich einen um 1,2 Einheiten tieferen pH-Wert. Entsprechend sinkt die mittlere Basensättigung auf nur noch 23% (5 – 66%) bzw. der S-Wert liegt durchschnittlich bei 17 cmol+/kg.

An Waldstandorten, bei denen die Bodenschutzkalkung so kurz zurückliegt, dass in ihren Humusauflagen noch Carbonate zu finden sind, liegt die Basensättigung natürlich mit 60 – 90% ungleich höher. Dies trifft auf etwa jeden 5. untersuchten Waldboden zu. Sie enthalten mit 49 cmol+/kg und 18 cmol+/kg nicht nur wesentlich höhere austauschbare Gehalte, sondern auch die Reserve ist ungleich höher. Im Mittel liegen erst 43% des Gesamtgehaltes von Ca ($\bar{\Delta}$ 18.400 mg/kg) und 25% von Mg ($\bar{\Delta}$ 6.750 mg/kg) in austauschbarer Form vor.

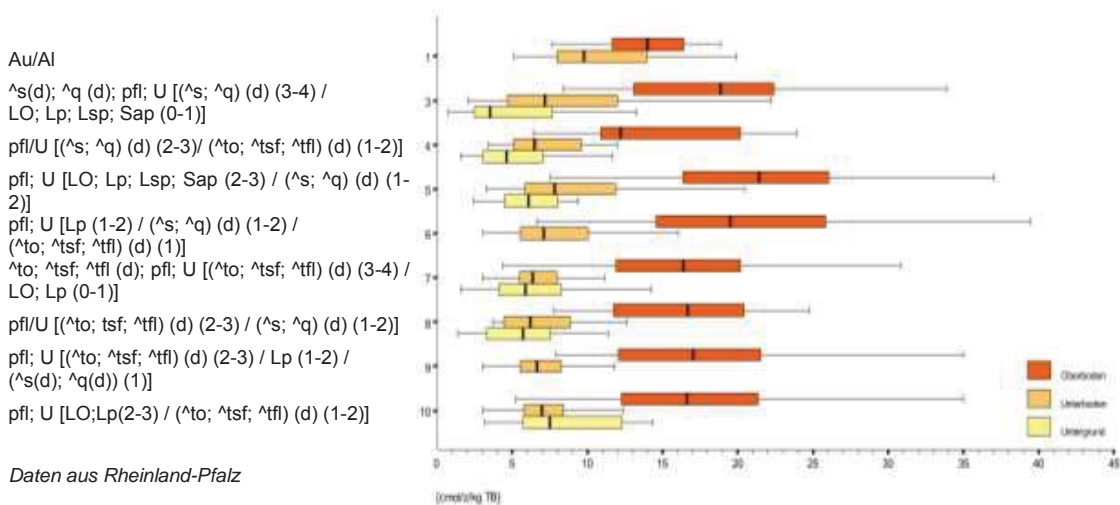


Abb. 17 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Waldböden

Tab. 23 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) $\wedge s(d); \wedge q(d); pfl; U [(\wedge s; \wedge q)(d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]$ Daten aus Rheinland-Pfalz						
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	77,52	86,67	97,69	111,73
Oberboden, Wald	37	13,02	18,85	22,50	27,48	33,90
Oberboden, Grünland	10	10,89	12,19	14,08	16,18	16,79
Unterboden	69	4,62	6,65	10,72	14,64	18,07
Untergrund	50	2,59	3,67	6,85	9,54	11,10
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) $pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (\wedge s; \wedge q)(d) (1-2)]$ Daten aus Rheinland-Pfalz						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	73	48,72	65,49	86,91	104,71	141,27
Oberboden, Wald	85	15,59	21,05	24,88	29,03	37,05
Oberboden, Grünland	14	11,79	13,63	19,06	25,35	29,44
Unterboden	162	5,71	7,52	10,99	14,74	18,83
Untergrund	12	5,81	9,08	13,98	14,31	14,87
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) $pfl; U [Lp (1-2) / (\wedge s; \wedge q)(d) (1-2) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl)(d) (1)]$						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	68	59,44	70,25	84,46	98,96	111,20
Oberboden, Wald	80	14,30	18,73	24,22	30,84	35,34
Oberboden, Grünland	42	10,75	12,52	15,97	18,82	19,64
Unterboden	141	5,36	6,59	8,46	11,41	12,87

Auch die carbonatfreien organischen Auflagen zeigen im Untersuchungsraum stark schwankende Gehalte an Erdalkalimetallen. Es treten Ca_{ges} -Gehalte von 800 - 21.000 mg Ca_{ges}/kg (\emptyset 3.700 mg Ca_{ges}/kg) und Mg_{ges} -Gehalte von 430 - 10.000 mg Mg_{ges}/kg (\emptyset 1.420 mg Mg_{ges}/kg) auf. Sie weisen einen Ca_{aust} -Gehalt von durchschnittlich 14 cmol+/kg auf, wobei schon über 2/3 des Gesamtgehaltes austauschbar gebunden ist. Der mittlere Mg_{aust} -Gehalt beträgt 4 cmol+/kg, was fast der Hälfte des Gesamtgehaltes entspricht. Dennoch ist die Basensättigung und damit die Ca_{aust} und Mg_{aust} -Gehalte in carbonatfreien Humusaufgaben ungleich günstiger als in den folgenden Oberboden (siehe unten). In allen Humusaufgaben - gekalkt wie ungekalkt - liegt das Ca_{aust}/Mg_{aust} -Verhältnis im Mittel bei etwa 3:1.

Insgesamt ist die Zusammensetzung des Kationenbelags in der Humusaufgabe weit günstiger als im Mineralboden. Ein direkter Vergleich mit Al, Fe und Mn ist aus analytischen Gründen nicht möglich. Einen Hinweis bieten jedoch die Daten der Ammoniumnitrat-Extraktion. Anders als im Mineralboden enthalten sie 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 und bei den versauernd wirkenden Elementen ist es mit Abstand das Mn. In allen carbonatfreien Humusaufgaben der Laub- und Nadelwälder überwiegen die Basen deutlich. Ihr Anteil ist im Mittel 12-fach höher als die versauernd wirkenden Metalle. In Abhängigkeit vom pH-Wert schwankt dieser Faktor zwischen dem 2- bis 100-fachen.

Der für **Waldoberböden** charakteristisch hohe Gehalt an organischer Substanz führt zu einer höheren KAK_{pot} als in Oberböden anderen Nutzungsformen. Wie der mineralische Anteil dürfte der Humus ebenfalls 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 Wert in den Waldböden des Untersuchungsraums tiefer. Unter der Annahme, dass der mineralische Anteil eine mittlere KAK_{pot} von lediglich 10 cmol+/kg besitzt und je Masse-% Humus eine mittlere KAK_{pot} von nur 1,5 cmol+/kg hinzukommt, werden die tatsächlich in den Waldböden gemessenen Werte gut getroffen. Nach dieser Gleichung liegt die mittlere KAK_{pot} der mineralischen Bindungsplätze bei nur 2,7 cmol+/kg. Der Wertebereich reicht von 1,5 bis 4,3 cmol+/kg. Dies bedeutet, dass nur 3 bis 8% der gesamten KAK_{pot} in den Waldoberböden auf mineralische Bindungsplätze zurückgeht, während über 90% der KAK_{pot} auf organische Austauschplätze zurückzuführen ist. Dies erklärt auch, dass bei der KAK_{pot} der Waldoberböden kaum substratbedingte Unterschiede zu erkennen sind. Die quarzitischen Waldoberböden besitzen eine mittlere KAK_{pot} von 23 cmol+/kg (10 - 37 cmol+/kg) und im Verbreitungsgebiet der Schiefer von 20 cmol+/kg (8 - 37 cmol+/kg). Die Höhe des Lösslehmanteils hat ebenfalls keinen signifikanten Einfluss. Unterschiede bei der KAK_{pot} sind in den Waldoberböden maßgeblich auf die recht unterschiedlichen Humusgehalte zurückzuführen.

Die Basensättigung der Waldoberböden ist allgemein gering. In fast 40% der auf Blatt Morscheid-Riedenburg untersuchten Waldböden liegt die Basensättigung unter 5%, womit sie als sehr basenarm eingestuft werden. Weitere 43% sind basenarm, da ihre Basensättigung zwischen 5 und 20% liegt. Dabei ist es gleichgültig, ob es sich um Schiefer- oder Quarzitböden handelt. Lediglich 17% der untersuchten Waldoberböden besitzen eine mittlere Basensättigung (20 - 50%), wobei auch hier keine substratbedingten Unterschiede zu beobachten sind. Eine größere Rolle spielt dabei der Baumbestand. Im Laubwald beträgt die mittlere Basensättigung der Oberböden 14%, während sie im Nadelwald nur bei 5% liegt. Der mittlere S-Wert liegt sowohl in den Quarzit- als auch Schiefer-haltigen Oberböden bei nur 1,3 cmol+/kg. In beiden Substratgruppen ist das Verhältnis zwischen austauschbarem Calcium und Magnesium etwa ausgeglichen.

Die Bodenschutzkalkungen verbessern die Basensättigung in der Humusaufgabe zwar deutlich, der Effekt auf den folgenden Oberboden scheint jedoch insbesondere im Nadelwald eher gering zu sein. Eine zu geringe Fallzahl verhindert eine gesicherte Aussage, aber ein Trend ist erkennbar. Im Laubwald steigt die mittlere Basensättigung im Oberboden von 13% auf ungefähr 25-30%, sofern ihre Humusaufgaben carbonatisch sind. Im Nadelwald wurde ein Anstieg von 4% auf 8% beobachtet. Ein deutlich höherer Anteil der durch die Carbonate zugeführten Stoffe verbleibt offensichtlich in ihren mächtigeren Humusaufgaben und gelangt nicht in den Oberboden. Unterhalb des Oberbodens, dessen Mächtigkeit selten 10 cm überschreitet, konnten keine Unterschiede festgestellt werden (siehe auch unten).

In fast 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 Humusaufgaben ist Al mit durchschnittlich 480 mg Al_{mob} /kg das quantitativ wichtigste versauernd wirkende Element. Mn tritt weit hinter Al zurück (siehe auch Abb. 16). Die Summe der Ammoniumnitrat-extrahierbare Basen (Ca_{mob} , Mg_{mob} , K_{mob} , Na_{mob}) erreicht in den Oberböden der Nadelwälder im Mittel nur 40% der versauernd wirkenden Metalle (Al_{mob} , Fe_{mob} , Mn_{mob}). Dies trifft gleichermaßen für die Schiefer- als auch für die Quarzit-haltigen Böden zu. Erstaunlicherweise zeigen nur die Quarzit-haltigen Oberböden im Laubwald ein günstigeres Bild. Der Basengehalt liegt in ihnen doppelt so hoch wie die

Tab. 24 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) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$\wedge s$; $\wedge q(d)$] (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	Mag- nesium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	36	77,52	36,68	46	34,10	23,53	6,88	1,00	0,11
Oberboden, Wald	37	18,85	1,67	13	13,67	0,58	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	69	6,65	0,43	5	2,74	0,14	0,18	0,05	0,01
Untergrund	50	3,67	0,37	10	0,00	0,09	0,10	0,05	0,01
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / ($\wedge s$; $\wedge q$) (d) (1-2)]									
Auflage, Wald	73	65,49	24,79	48	31,68	16,84	5,27	0,79	0,08
Oberboden, Wald	85	21,05	1,32	6	18,24	0,48	0,59	0,11	0,03
Oberboden, Grünland	14	13,63	10,97	78	2,71	7,68	1,48	0,29	0,07
Unterboden	162	7,52	0,43	4	5,60	0,11	0,13	0,04	0,01
Untergrund	12	9,08	3,72	49	0,28	1,06	0,50	0,13	0,04
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / ($\wedge s$; $\wedge q$) (d) (1-2) / ($\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$) (d) (1)]									
Auflage, Wald	68	70,25	33,23	53	33,12	24,06	6,31	1,05	0,08
Oberboden, Wald	80	18,73	1,49	9	15,65	0,60	0,63	0,11	0,03
Oberboden, Grünland	42	12,52	7,95	68	4,16	5,70	1,62	0,18	0,05
Unterboden	141	6,59	0,42	5	3,82	0,13	0,12	0,04	0,01

Summe der versauernd wirkenden Metalle. Quarzitische Böden gelten an sich als besonders versauerungsgefährdet. Möglicherweise wurde bei diesen Böden eine intensivere Bodenschutzkalkung durchgeführt. Allgemein ist die Zusammensetzung des Kationenbelags in den Waldoberböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg aber ungünstig. Al, das in hohen Konzentrationen für Pflanzen toxisch sein kann, belegt insbesondere in den Nadelwäldern sicherlich 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. 17). Sowohl im Verbreitungsgebiet der Schiefer als auch der Quarzite bewegt sich die mittlere KAK_{pot} im Unterboden zwischen 6 und 7 cmol+/kg. Die Höhe des Lösslehmanteils hat keinen signifikanten Einfluss auf KAK_{pot} und Basengehalt. Nur im Humusanreicherungs-Horizont der Podsole (Bh-Horizonte) kann die KAK_{pot} auch im Unterboden wieder auf 15-30 cmol+/kg ansteigen. Allerdings ist in diesen Horizonten die Basensättigung sehr gering.

Die mittlere Summe der austauschbaren Basen beträgt in den Quarzit-haltigen Unterböden nur 0,2 cmol+/kg und bewegt sich typisch zwischen 0,1 und 1,8 cmol+/kg. Dies entspricht einer Basensättigung von durchschnittlich 6%. Im Verbreitungsgebiet der Schiefer sind in den Unterböden nur geringfügig höhere Basen-Gehalte zu finden. Der mittlere S-Wert beträgt hier 0,4 cmol+/kg und die Basensättigung 7%. Damit sind die Bedingungen in den Unterböden noch etwas ungünstiger als im Landesdurchschnitt.

Tab. 25 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	124	51,55	59,61	70,31	82,07	98,24
Oberboden, Wald	145	11,83	16,10	20,00	24,00	30,78
Oberboden, Acker	79	10,41	11,57	13,26	14,74	15,90
Oberboden, Grünland	67	11,06	12,64	15,79	17,67	22,29
Unterboden	213	5,52	6,39	8,01	9,20	11,72
Untergrund	196	4,55	6,25	8,58	10,31	14,27
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	67	55,62	65,58	78,90	91,74	101,59
Oberboden, Wald	87	11,88	16,90	21,33	27,97	35,00
Oberboden, Grünland	63	11,06	12,70	15,89	17,91	20,78
Unterboden	114	5,54	6,51	8,10	9,48	11,80
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	234	41,56	54,45	67,34	79,23	101,59
Oberboden, Wald	234	12,24	16,61	21,33	26,49	34,81
Oberboden, Acker	80	9,89	11,24	12,77	14,47	16,11
Oberboden, Grünland	91	10,66	12,96	16,24	19,26	24,19
Unterboden	433	5,78	6,95	8,44	10,97	12,43
Untergrund	25	5,76	10,09	12,98	14,73	23,11

In den praktisch humusfreien Untergrundhorizonten geht die KAK_{pot} weiter auf durchschnittlich 3 cmol+/kg zurück. Die entspricht etwa dem landesweiten Durchschnitt der Quarzit-reichen Untergrundhorizonte. 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. Dies entspricht einer Basensättigung von 5%. An keinem Standort wurde ein S-Wert von > 0,7 cmol+/kg gemessen. Die quarzitischen Untergrundhorizonte sind daher äußerst basenarm.

Im Verbreitungsgebiet der Schiefer unterschreiten KAK_{pot} , S-Wert und Basensättigung weit die Werte, die sonst in Untergrundhorizonten devonischer Schiefer üblicherweise vorzufinden sind. Im Mittel enthalten sie nur 0,2 cmol+/kg austauschbare Basen und die Basensättigung beträgt damit lediglich 7%. Typisch ist ein 10-mal so hoher S-Wert und eine Basensättigung um 40%. Diese ungünstigen Werte sind auf die überwiegend intensive Verwitterung der Schiefer zurückzuführen.

Die KAK_{pot} beträgt in den überwiegend Schiefer-reichen **Ackerböden** 11 cmol+/kg und schwankt typisch zwischen 8 und 15 cmol+/kg. Da die Ackerböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg einen für Substrat und Nutzung niedrigen pH-Wert besitzen, ist die mittlere Basensättigung mit 70% und der S-Wert mit 8 cmol+/kg ebenfalls eher unterdurchschnittlich. Dennoch liegt im Vergleich zu den Schiefer-reichen

Tab. 26 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	Mag- nesium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	124	59,61	28,48	55	27,48	21,37	5,10	1,29	0,11
Oberboden, Wald	145	16,10	1,69	10	12,04	0,48	0,81	0,14	0,03
Oberboden, Acker	79	11,57	9,48	77	2,41	6,99	1,00	0,83	0,02
Oberboden, Grünland	67	12,64	8,44	68	3,89	6,34	1,26	0,26	0,06
Unterboden	213	6,39	0,86	15	2,91	0,20	0,30	0,05	0,01
Untergrund	196	6,25	2,08	43	0,00	0,62	0,79	0,08	0,01
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [$\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl$] (d) (2-3) / Lp (1-2) / ($\wedge s$ (d); $\wedge q$ (d)) (1)]									
Auflage, Wald	67	65,58	33,23	56	30,32	24,39	6,81	1,20	0,11
Oberboden, Wald	87	16,90	1,18	7	13,04	0,23	0,62	0,11	0,03
Oberboden, Grünland	63	12,70	8,16	67	4,35	6,09	1,39	0,19	0,05
Unterboden	114	6,51	0,40	5	4,02	0,14	0,13	0,04	0,01
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									
Auflage, Wald	234	54,45	23,16	48	24,04	17,34	3,74	1,14	0,09
Oberboden, Wald	234	16,61	1,96	11	12,33	1,01	0,80	0,14	0,03
Oberboden, Acker	80	11,24	9,11	80	2,20	7,21	1,00	0,71	0,01
Oberboden, Grünland	91	12,96	8,46	65	4,63	6,58	1,24	0,15	0,05
Unterboden	433	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

Waldoberböden der Basengehalt etwa 6-fach so hoch. Daher ist die Situation in den Ackerböden trotz der deutlich geringeren KAK_{pot} aufgrund der höheren Basensättigung als deutlich günstiger zu bewerten. Mit einem Anteil von 70 bis 85% an den basischen Kationen dominiert in den Ackerböden das Calcium mit weitem Abstand. An der KAK_{pot} hat Calcium einen Anteil von 30 bis 75%.

Die Ca-Reserven der Ackerböden sind gering, da schon 60 bis 90% des Gesamtgehaltes austauschbar gebunden sind. Der mittlere Gesamtgehalt ist mit 1.820 mg Ca_{ges} /kg für diese Nutzung recht gering. Ein direkter Zusammenhang zwischen pH-Wert und Ca_{ges} -Gehalt ist erkennbar. Mit durchschnittlich 8.400 mg Mg_{ges} /kg (3.100-11.000) sind die Magnesium-Reserven weit höher. Davon liegen 0,3-3% in austauschbarer Bindung vor. Für etwa die Hälfte der untersuchten Ackerböden ist eine Kalkung zu empfehlen.

Die Schiefer-reichen **Grünlandböden** besitzen aufgrund der etwas höheren Humusgehalte mit durchschnittlich 13 cmol+/kg auch eine etwas höhere KAK_{pot} als die Ackerböden. Der Gehalt an austauschbaren Basen ist hingegen geringer und bewegt sich zwischen 4 und 9 cmol+/kg. Daher ist auch die mittlere Basensättigung mit 59% geringer als bei den Ackerböden. Wie bei den Ackerböden sind die Werte im Vergleich zu den landesweiten Daten etwas unterdurchschnittlich.

In den als Grünland genutzten Auenböden des Untersuchungsraums wurden eine KAK_{pot} von 8 bis 13 $cmol+/kg$ gemessen. Es konnten nur wenige Standorte untersucht werden und insbesondere die Basensättigung streut mit Werten zwischen 11 und 61% so stark, dass eine gesicherte Aussage nicht getroffen werden kann. Die Böden sind aber vergleichsweise basenarm, da selbst der höchste S-Wert noch den landesweiten Mittelwert dieser Substratgruppe unterschreitet. Die insgesamt geringen Werte stehen in direkter Beziehung zu den Substraten des Liefergebietes.

Die Waldböden des Untersuchungsraums besitzen flächendeckend einen geringen Gehalt an austauschbaren Basen und befinden sich überwiegend im Aluminium-Pufferbereich. Die Höhe der KAK_{pot} wird in den Waldböden maßgeblich vom Humusgehalt gesteuert. Durch die tiefen pH-Werte dürfte die tatsächliche (effektive) KAK aber weit geringer sein. Die Tonminerale selbst haben in allen Substraten ebenfalls eine geringe KAK_{pot} . Die Filtereigenschaften des Mineralbodens und die Nährstoffversorgung sind als gering (oligotroph) einzustufen. Allein in den Humusaufgaben wurden insbesondere im Laubwald deutlich günstigere Basengehalte vorgefunden. Bodenschutzkalkungen unterstützen dies, aber der Effekt dieser Maßnahme ist auf den Mineralboden eher gering. Zu einer vergleichbaren Bewertung kommen auch EDER & GAUER (1991) und WEYER (1993).

Zumindest der flachwurzelnden Krautschicht stehen bei günstigeren pH-Werten deutlich mehr Nährstoffe zur Verfügung als für tiefwurzelnde Pflanzen.

In den Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden auf Blatt Morscheid-Riedenburg bei durchschnittlicher KAK_{pot} für Acker- und Grünlandböden ebenfalls eher geringe Basensättigungen vorgefunden.

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 eingebracht, 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.

In den überwiegend Schiefer-reichen **Ackerböden** schwankt der typische Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat (P_{lakt}) zwischen 9 und 28 $mg P_2O_5/100g$ und der substratunabhängige Mittelwert beträgt 17 $mg P_2O_5/100g$. Die staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz gibt für die optimale Phosphor-Versorgung der Nutzpflanzen einen Wertebereich von 12 - 20 $mg P_2O_5/100g$ für Ackerböden an (DLR 2007). Gehalte über 12 $mg P_2O_5/100g$ weisen etwa 80% der untersuchten Ackerböden auf. Nur

Tab. 27 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)]						
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	34	16,6	22,7	31,4	41,4	41,9
Oberboden, Wald	37	1,6	3,0	4,5	6,1	7,0
Oberboden, Grünland	11	5,9	13,5	27,3	33,0	36,5
Unterboden	53	0,3	0,7	1,4	1,8	2,5
Untergrund	17	0,1	0,2	0,4	0,5	0,6
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium Angaben in mg K_2O / 100g						
Auflage, Wald	33	28,1	43,4	59,4	69,4	104,4
Oberboden, Wald	37	2,5	4,3	8,9	12,5	18,2
Oberboden, Grünland	11	7,4	15,7	40,0	44,4	44,5
Unterboden	53	1,0	1,6	2,5	3,3	4,4
Untergrund	18	1,2	1,6	3,0	3,3	3,6
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	35	367	689	1281	2005	2630
Oberboden, Wald	36	39	98	213	305	344
Oberboden, Grünland	11	120	196	221	252	272
Unterboden	61	4	10	28	46	52
Untergrund	44	3	6	84	119	193
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (\wedge_s ; \wedge_q) (d) (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat Angaben in mg P_2O_5 / 100g						
Auflage, Wald	87	10,5	15,7	22,0	26,8	31,0
Oberboden, Wald	108	1,4	2,2	4,1	5,0	6,5
Oberboden, Grünland	14	4,6	15,6	26,3	30,0	36,2
Unterboden	131	0,1	0,4	0,9	1,7	2,0
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium Angaben in mg K_2O / 100g						
Auflage, Wald	73	24,4	33,9	47,3	61,5	79,1
Oberboden, Wald	86	3,1	4,4	6,9	9,4	12,2
Oberboden, Grünland	14	6,7	12,6	41,3	47,7	48,7
Unterboden	127	1,2	2,1	3,1	4,3	5,9
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	74	370	680	1538	2161	2640
Oberboden, Wald	84	31	70	151	277	320
Oberboden, Grünland	14	138	195	288	448	501
Unterboden	147	5	12	23	49	49

ein Standort wies so hohe P_{lakt} -Gehalte auf, dass mit der Düngung ausgesetzt werden sollte. Etwa 20% der Ackerböden besitzen auf Blatt Morscheid-Riedenburg eine etwas zu geringe Phosphat-Versorgung. Für eine optimale Kaliumversorgung der Pflanzen sollte bei einem Tongehalt zwischen >12 und ≤ 25 Masse% der laktatextrahierbare Gehalt über 15 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ liegen (AMBERGER 1996). Nach der staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz liegt der anzustrebende Konzentrationsbereich in

Tab. 27 Fortsetzung: 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)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Auflage, Wald	70	16,0	22,2	31,1	38,2	52,0
Oberboden, Wald	84	1,5	2,2	3,4	5,1	6,0
Oberboden, Grünland	43	3,7	10,2	21,8	28,5	36,5
Unterboden	131	0,1	0,4	0,8	1,3	1,8
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	68	31,9	46,8	70,9	89,7	122,4
Oberboden, Wald	78	3,8	4,9	7,2	10,5	12,2
Oberboden, Grünland	43	5,5	8,7	23,5	44,7	48,7
Unterboden	124	1,5	2,1	2,9	4,1	4,5
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	70	353	804	1346	2015	2640
Oberboden, Wald	80	27	79	200	329	403
Oberboden, Grünland	40	128	186	243	291	373
Unterboden	136	6	13	29	47	62

steinigen Böden, wie sie typisch auf Blatt Morscheid-Riedenburg sind, zwischen 19 und 30 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$. Alle Ackerböden des Untersuchungsraum enthalten mindestens 12 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ und sind damit überwiegend gut bis optimal versorgt. Durchschnittlich enthalten diese Böden 23 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$. Etwa jeder 10. Ackerboden zeigt eine so hohe Kaliumversorgung, dass die Düngung ausgesetzt werden sollte.

Mg-Gehalte zwischen 60 und 100 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ sind für eine optimale Pflanzenversorgung anzustreben. Die Ackerböden im Untersuchungsraum liegen mit typischen Gehalten zwischen 70 und 160 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ überwiegend in einem günstigen Bereich. Erhebliche Über- oder Unterversorgungen wurden nicht beobachtet.

In Rheinland-Pfalz empfiehlt die staatliche Pflanzenbauberatung bei durchschnittlichen Verhältnissen sowohl für P_{lakt} als auch für K_{lakt} bei **Grünland**nutzung einen Gehalt von 12 - 20 mg/100g (DLR 2007a).

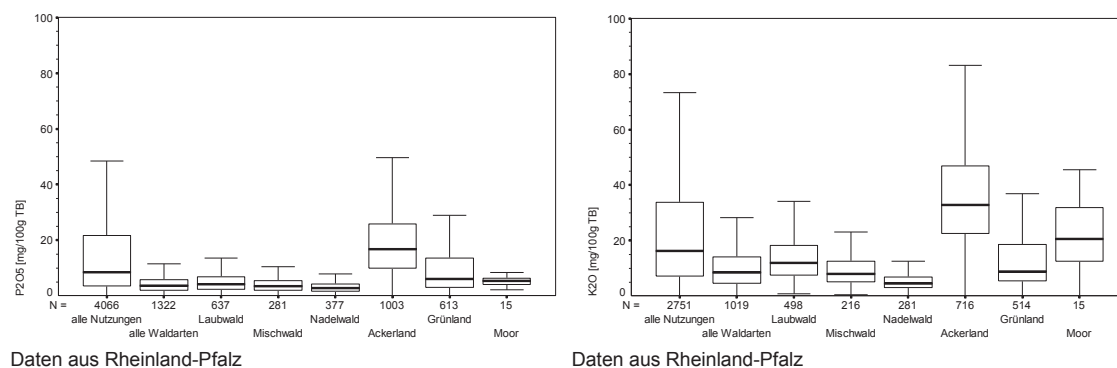


Abb. 18 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden

Tab. 28 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) $\wedge\text{to}$; $\wedge\text{tsf}$; $\wedge\text{tfl}$ (d); pfl; U [$\wedge\text{to}$; $\wedge\text{tsf}$; $\wedge\text{tfl}$] (d) (3-4) / LO; Lp (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	147	21,6	32,6	45,6	62,8	81,0
Oberboden, Wald	156	1,8	3,4	4,8	6,7	9,2
Oberboden, Acker	83	14,6	22,3	30,8	43,8	53,0
Oberboden, Grünland	69	3,8	10,0	18,7	28,7	40,9
Unterboden	168	0,1	0,4	0,7	1,2	1,5
Untergrund	116	0,2	0,5	1,1	1,9	2,4
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	127	40,7	66,7	88,6	117,9	142,7
Oberboden, Wald	147	4,1	7,8	13,0	19,7	25,3
Oberboden, Acker	79	22,7	30,9	42,7	55,3	72,0
Oberboden, Grünland	65	4,9	9,4	19,3	28,0	38,8
Unterboden	173	1,8	2,6	3,9	5,1	7,0
Untergrund	105	2,3	3,3	5,1	6,8	9,2
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	127	426	758	1227	1663	2233
Oberboden, Wald	143	27	50	123	206	263
Oberboden, Acker	79	68	89	139	193	236
Oberboden, Grünland	68	97	167	257	340	493
Unterboden	195	8	15	37	72	79
Untergrund	184	12	54	177	266	404
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [$\wedge\text{to}$; $\wedge\text{tsf}$; $\wedge\text{tfl}$] (d) (2-3) / Lp (1-2) / $\wedge\text{s}$ (d); $\wedge\text{q}$ (d) (1)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Auflage, Wald	64	19,7	28,1	37,9	44,4	53,5
Oberboden, Wald	86	1,6	2,6	3,8	5,1	6,8
Oberboden, Grünland	62	3,6	10,6	18,0	24,1	37,3
Unterboden	101	<0,1	0,3	0,7	1,1	1,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	67	40,2	52,6	89,3	104,5	145,0
Oberboden, Wald	87	3,4	4,9	9,9	14,4	18,3
Oberboden, Grünland	60	4,9	7,5	15,5	21,0	28,4
Unterboden	100	1,5	2,3	2,9	3,9	4,6
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	65	433	871	1315	1853	2184
Oberboden, Wald	84	27	74	178	301	403
Oberboden, Grünland	60	135	170	232	310	373
Unterboden	105	7	14	33	52	71

Diese Konzentrationen werden bei beiden Nährstoffen in den Grünlandböden in der Regel nicht erreicht. Offensichtlich überwiegt eine extensive Grünlandnutzung. Der mittlere K_{lakt} -Gehalt beträgt 5 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$. Der durchschnittliche Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor liegt ebenfalls bei geringen

Tab. 28 Fortsetzung: 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)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Auflage, Wald	245	21,4	31,1	44,5	62,3	78,4
Oberboden, Wald	234	2,1	3,7	5,6	7,5	10,8
Oberboden, Acker	82	10,5	15,7	22,8	32,1	38,3
Oberboden, Grünland	101	2,9	5,5	11,8	17,4	24,8
Unterboden	373	0,3	0,6	1,0	1,8	2,1
Untergrund	11	0,3	0,7	1,0	1,3	1,7
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	233	37,4	58,1	88,5	121,2	159,3
Oberboden, Wald	228	4,9	8,5	14,1	19,1	27,0
Oberboden, Acker	79	21,8	32,4	39,3	45,1	64,2
Oberboden, Grünland	86	4,8	7,2	12,3	20,1	22,3
Unterboden	380	2,3	3,3	4,9	7,0	8,7
Untergrund	10	3,6	4,6	4,9	5,4	5,8
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	228	318	635	1032	1459	2060
Oberboden, Wald	226	33	71	148	257	314
Oberboden, Acker	79	71	94	140	171	237
Oberboden, Grünland	95	79	146	204	282	375
Unterboden	394	9	17	49	122	108
Untergrund	22	20	51	137	152	162

4 mg P_2O_5 /100g und mehr als 8 mg P_2O_5 /100g wurde in keiner Oberbodenprobe gemessen. Phosphor ist im obersten Horizont deutlich angereichert und die Gehalte sinken unterhalb des Oberbodens überwiegend auf unter 1 mg P_2O_5 /100g. Die Kaliumversorgung nimmt mit der Tiefe nicht so deutlich ab, aber mehr als 2 mg K_2O /100g sind üblicherweise auch hier nicht zu finden. Für diese Nutzung dürfte die Kalium- und Phosphorversorgung im Oberboden überwiegend gering sein.

Magnesiumdünger werden in Grünlandböden gezielt eingesetzt, um der Weidetetanie, einer Mg-Mangelerscheinung bei Weidetieren, vorzubeugen. Dieser Mangel soll bei einem verfügbaren Mg-Gehalt von > 150 mg/kg nicht auftreten (AMBERGER 1996). Nur bei einem Viertel der Grünlandböden liegt der verfügbare Mg-Gehalt über diesem Schwellenwert. Der Mg-Gehalt im Oberboden schwankt mit Werten zwischen 14 und 295 mg Mg_{mob} /kg sehr stark, was auf den unterschiedlichen Einsatz der Mg-Dünger zurückzuführen ist. Der Durchschnittswert beträgt 96 mg Mg_{mob} /kg. Wie beim Phosphor ist eine deutliche vertikale Abnahme zu beobachten.

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in den **Waldböden** generell in den **Humusaufgaben** zu finden. Während der Mineralboden den Nährstoffgehalt der organischen Auflage nicht spürbar beeinflusst, zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Baumbestand. Die Humusaufgaben der Laubwälder besitzen deutlich höhere Nährstoffgehalte als die der Misch- und Nadelwälder. Im Untersuchungsraum wurde in den Aufgaben der Laubwälder eine mittlere Versorgung von 57 mg K_2O /100g (8 - 120 mg/100g) und

25 mg $P_2O_5/100g$ (7 - 40 mg/100g) festgestellt. Im Nadelwald liegen diese Werte bei nur 30 mg $K_2O/100g$ (11 - 54 mg/100g) bzw. 14 mg $P_2O_5/100g$ (8 - 31 mg/100g). Die Humusaufgaben der Mischwälder nehmen eine Zwischenstellung ein. Die Durchschnittsgehalte der Humusaufgaben liegen im Untersuchungsraum zwischen 20 und 40% unter den landesweiten Mittelwerten. Sie zählen damit zu den eher nährstoffarmen Humusaufgaben.

Bei der Betrachtung des verfügbaren Nährstoffvorrates der Humusaufgabe zeigt sich allerdings, dass die Laub- und Nadelwaldstandorte sich kaum unterscheiden. Mit durchschnittlich 4 cm weisen die Laubwald-Humusaufgaben nur etwa die Hälfte der mittleren Mächtigkeit der Nadelwald-Humusaufgaben auf (siehe auch 4.1.3.). Der mittlere Vorrat beträgt für die Humusaufgaben des Untersuchungsraums etwa 45 kg K_2O/ha und 20 kg P_2O_5/ha . Signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten bestehen dann nicht mehr.

Durch Bodenschutzkalkungen enthalten die Humusaufgaben des Untersuchungsraums im Nadelwald landesübliche, im Laubwald sogar überdurchschnittliche Mg-Gehalte. Die mittlere Mg-Versorgung beträgt in den Humusaufgaben der Laubwälder 1.250 mg Mg_{mob}/kg (350 – 2.400 mg/kg). Im Nadelwald sind es im Mittel 478 mg Mg_{mob}/kg (150 – 2.700 mg/kg). 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. Im Mittel liegen im Laubwald etwa 50% und im Nadelwald etwa 35% des Gesamtgehaltes (Mg_{ges}) in mobilen Bindungsformen vor. Auch beim Mg_{mob} zeigt die Berechnung des Vorrates, dass zwischen Nadel- und Laubwald keine signifikanten Unterschiede bestehen. Im Mittel dürfte die Humusaufgaben zwischen 70 und 100 kg Mg_{mob}/ha enthalten, wobei die Spanne sehr groß ist.

Der Mg-Gesamtvorrat der Humusaufgaben schwankt um den Mittelwert von ca. 200 kg Mg_{ges}/ha ebenfalls extrem. Für die Humusaufgaben des Untersuchungsraums wurden Werte zwischen 70 und etwa 1.300 kg Mg_{ges}/ha berechnet.

Die **Waldoberböden**, die in der Regel weniger als 10 cm mächtig sind, besitzen generell geringere Nährstoffgehalte als ihre Humusaufgaben. Unabhängig von Substrat und Baumbestand weisen sie im Oberboden einen mittleren pflanzenverfügbaren Gehalt von 4 mg $K_2O/100g$ (0,5 - 18 mg/100g) und 2 mg $P_2O_5/100g$ (0,1 - 11 mg/100g) auf. Dies sind vergleichsweise geringe Werte. Dies entspricht für den obersten Mineralbodenhorizont einem mittleren Vorrat von nur etwa 20 kg K_2O/ha und 10 kg P_2O_5/ha . Substratunabhängig liegt die mittlere Kalium-Versorgung in Oberböden rheinland-pfälzischer Wälder bei 9 mg $K_2O/100g$ (1,6 - 33 mg/100g) und die Phosphor-Versorgung bei 4 mg $P_2O_5/100g$ (0,7 - 13 mg/100g). Dies bedeutet, dass die mittlere Versorgung mit diesen Nährstoffen auch in den Oberböden des Untersuchungsraums etwa um die Hälfte unter dem Landesdurchschnitt liegt.

Schiefer-haltige Waldoberböden sind üblicherweise etwas Nährstoff-reicher als jene aus Quarzit- oder Sandstein-haltigen Substraten. Auf Blatt Morscheid-Riedenburg bestehen bei der Versorgung an pflanzenverfügbaren Nährstoffen hingegen keine signifikanten Unterschiede. Insbesondere die Schiefer-haltigen Waldböden sind daher Nährstoff-ärmer als in anderen Landesteilen.

Die Magnesiumversorgung entspricht mit durchschnittlich 76 mg Mg_{mob}/kg (9 - 495 mg Mg_{mob}/kg) sowohl im Mittelwert als auch in der Streuung hingegen in etwa den landesweit üblichen Werten. Wie in den Humusaufgaben führen auch im Oberboden die Bodenschutzkalkungen zu einer erheblichen Variabilität der Mg_{mob} -Gehalte. Im Laubwald ist dies aufgrund geringmächtiger Humusaufgaben besonders ausgeprägt.

Gerade in den Quarzit-reichen Oberböden der Kammlagen des Hochwaldes sind meist höhere Mg_{mob} -Gehalte zu finden als in den orografisch tiefer liegenden Schieferböden. Es ist anzunehmen, dass die quarzitischen Böden, die als besonders versauerungsgefährdet gelten, intensiver gekalkt wurden.

Unterhalb der Oberböden nehmen die Nährstoffgehalte weiter stark ab. Im Unterboden der Wälder des Untersuchungsraums sind durchschnittlich nur noch 0,5 mg $P_2O_5/100g$ ($<0,1 - 5$ mg/100g) vorhanden. Solch geringe Konzentrationen sind aber durchaus typisch für Waldböden. Auch das pflanzenverfügbare Kalium geht auf niedrige Gehalte von durchschnittlich 1 mg $K_2O/100g$ (0,2 - 7 mg/100g) zurück. Besteht das Substrat aus gering verwittertem Schiefer liegen die K_{lakt} -Gehalte meist über dem Mittelwert. Die Nährstoffgehalte in Unterböden mit erhöhtem Humusgehalt, wie z.B. Bh-Horizonte, sind ebenfalls meist leicht erhöht.

Die Mg_{mob} -Gehalte gehen besonders auffallend mit der Tiefe zurück. Im Unterboden wurden im Mittel 6 mg Mg_{mob}/kg (2 - 50 mg/kg), in den noch tiefer liegenden Untergrundhorizonten sogar nur 3 mg Mg_{mob}/kg (1 - 20 mg/kg) gemessen. In Untergrundhorizonten aus frischem Schiefer liegt der Mg_{mob} -Gehalt meist über 5 mg Mg_{mob}/kg . Im Vergleich zu den landesweiten Werten sind auch dies geringe Gehalte (siehe Tab. 28). In intensiv verwitterten Horizonten, insbesondere wenn sie überwiegend aus Quarziten bestehen, stehen hingegen meist weniger als 3 mg Mg_{mob}/kg zur Verfügung. Die Unterschiede sind weit geringer als beim Gesamtgehalt. In Schichten aus intensiv verwitterten Quarziten liegt der Mg_{ges} -Gehalt meist unter 1.000 mg Mg_{ges}/kg , womit die Mg-Reserve gering ist. Wenig verwitterte Schiefer enthalten hingegen meist mehr als 10.000 mg Mg_{ges}/kg , was allerdings den Mg_{mob} -Gehalt nur marginal erhöht. Die Bodenschutzkalkungen haben die tiefer liegenden Horizonte und Schichten der Waldböden noch nicht erreicht.

Tab. 29 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in (An-)Mooren

(An-)Moor						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	4,6	6,0	9,6	15,0	15,7
Unterboden	13	2,0	3,8	6,3	8,0	9,1
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	11,4	17,1	27,1	34,0	45,5
Unterboden	12	5,0	8,8	12,4	17,3	21,6
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	114	370	931	1404	2046
Unterboden	12	55	233	400	674	902

Die in Tab. 29 dargestellten Werte für **Moore** stammen zu über der Hälfte aus diesem Projekt. Daher stimmen die landesweiten mit den regionalen Werten für die laktat-extrahierbaren Nährstoffe weitgehend überein. Der Gesamtgehalt von Mg variiert mit Werten zwischen 215 und 1.240 mg Mg_{ges}/kg in einem sehr weiten Bereich. Da der pH-Wert mit Werten zwischen 3,4 und 4,1 in diesen Böden vergleichsweise wenig schwankt, liegen typisch 30-40% in mobiler Bindungsform vor. Offensichtlich gelangte bei Kalkungsmaßnahmen Dolomit auch in einige Moore.

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 $> 4,5 \text{ g/cm}^3$.

Anorganische Spurenstoffe sind grundsätzlich natürliche Bestandteile der Ausgangsgesteine der Bodenbildung und gelangen durch die Verwitterung in die Pedosphäre. Solange deren Konzentrationen sich in natürlichen Bereichen befinden (siehe Tab. 30), 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 kleinflächig in Gebieten mit lithogenen Anomalien (z.B. ausstreichende Erzgänge).

Seit der Mensch Metalle verarbeitet, gelangen Spurenelemente, die immobil in Gesteinen und Erzen fixiert waren, in die Umwelt. Erst durch die industrielle Nutzung der Metalle und die Verbrennung fossiler Energieträger wurden sie zu einem globalen Umweltproblem. Besonders bei den Spurenelementen überschreiten die anthropogenen Emissionen die natürlichen Gehalte der Atmosphäre um ein Vielfaches. Während durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe überwiegend ubiquitäre, flächenhafte Belastungen entstehen, werden durch Energieerzeugung, Industrie und Müllverbrennung stärker punktuelle, lokale Kontaminationen hervorgerufen. Neben atmosphärischen Immissionen gelangen Schadstoffe auch direkt in die Böden. Hier sind vor allem die Aufbringung von Klärschlamm, Dünge- und Spritzmitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Gartenböden sowie die Belastung von 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. 30 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden
(Angaben in mg/kg TB) (nach KUNTZE et al. 1988 und BLUME 1990)

Element	häufig	Grenzwert nach AbfklärV 1992	phytotoxische Schwelle	**Transferkoeffizient Boden-Pflanze
As	0,1 - 20	*(20)	50 - 500***	0,01 - 0,1
Cd	0,01 - 1	*1,5/1,0	10 - 175	1 - 10
Cr	2 - 50	100	500 - 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 $< 5 \text{ Gew.}\%$ oder der pH-Wert < 6 liegt; Grenzwert für As nach KLOKE (1980)

** Transferkoeffizient Boden-Pflanze: Quotient aus Gesamtgehalt Pflanzen/Boden

*** aus KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984

Tab. 31 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	pH < 6			pH < 6		pH < 6
	70	1,0			50		150
Lehm/Schluff/ stark schluffiger Sand	70	1,0	60	40	50	0,5	150
	pH < 5	pH < 6			pH < 6		pH < 6
	40	0,4			15		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 Bodeninhaltsstoffe fest.

Das BBodSchG definiert die stoffbezogenen Vorsorgewerte als „Bodenwerte, bei deren Überschreiten ... die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§ 8 Abs. 2 Satz 1). Die Vorsorgewerte für Metalle berücksichtigen in einem gewissen Maß durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion die geogenen Grundgehalte bzw. die elementspezifische Mobilität (siehe Tab. 31). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤ 8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldoberböden häufig nicht anwendbar sind.

Für Arsen ist in der BBodSchV kein Vorsorgewert angegeben. Zur Bewertung wurde hier der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) vom rheinland-pfälzische Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht herangezogen. Bei Unterschreitung von 20 mg As_{ges}/kg sollen quasinatürliche Gehalte erreicht werden, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Er deckt sich mit dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) (siehe unten).

Die Prüfwerte der BBodSchV beziehen sich hingegen auf den Wirkungspfad und wurden „gefahrenbezogen“ abgeleitet. Werden die in Tab. 32 aufgeführten Werte überschritten, ist eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

Tab. 32 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 Nahrungspflanzen 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. 33 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums

Element	Grenzwert in mg/kg	< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ Anzahl
		Anzahl	%	Anzahl	%	
Arsen	20	25	96	1	4	26
Blei	100	26	100	0	0	26
Cadmium	1,0	25	100	0	0	25
	1,5	1	100	0	0	1
Chrom	100	26	100	0	0	26
Kupfer	60	26	100	0	0	26
Nickel	50	6	23	20	77	26
Quecksilber	1	26	100	0	0	26
Zink	150	22	88	3	12	25
	200	1	100	0	0	1

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 Locker- und Festgesteinen in einer positiv signifikanten Beziehung zum Ton- und Eisengehalt. Daher gilt allgemein, dass bei einem Anstieg dieser Parameter auch der As_{ges} -Gehalt ansteigt (siehe Abb. 19). In weiten Teilen des Untersuchungsraums herrschen lehmige Substrate mit Tongehalten zwischen 12 und 35 Masse-%

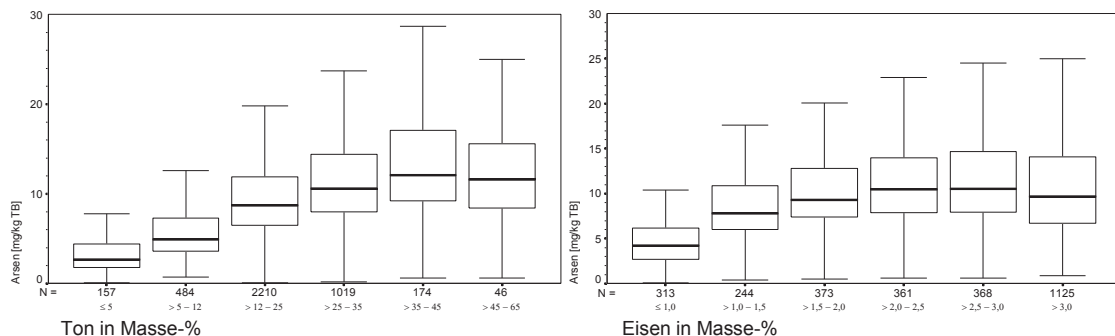


Abb. 19 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

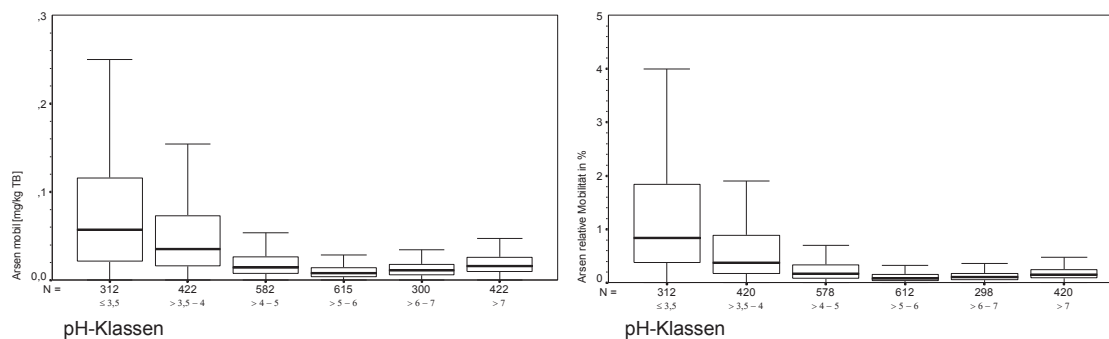


Abb. 20 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

vor. Der Eisengehalt beträgt im Mittel 2,3 Masse-% und bewegt sich in einem typischen Bereich von 1,5 und 4,8 Masse-%. Daher sind weiträumig Gehalte von 8 bis 15 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ zu erwarten. Auch bei vergleichbaren Ton- und Eisengehalten können die Gesamtgehalte aber aufgrund unterschiedlichem Mineralbestand von diesen Erwartungswerten abweichen (siehe unten).

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. 20). Bei den für die Ackerböden auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* typischen pH-Werten zwischen 4,7 und 5,8 ist As nur sehr gering mobil. Da die Nutzung direkt den pH-Wert beeinflusst, wirkt sie indirekt auch auf den Mobilgehalt (siehe Abb. 24).

(Ton-) Schiefer zählen mit mittleren lithogenen As-Gehalten von 7 bis 13 mg/kg zu den As-reichen Gesteinen, während Sandsteine, zu denen i.w.S. auch die Quarzite zählen, mit Durchschnittswerten von 1 bis 2 mg/kg allgemein As-arm sind (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die Unterboden und -grundhorizonte der Sandsteine enthalten nach einer bundesweiten Studie durchschnittlich 3 bis 5 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ und die der Tonsteine 9 bis 10 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (UTERMANN et al. 2008). Das 90. Perzentil bewegt sich in den Horizonten aus Sandsteinen zwischen 13 und 16 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ und bei jenen aus Tonsteinen zwischen 20 und 23 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Dies ist ein ähnliches Konzentrationsniveau, wie es in Rheinland-Pfalz festgestellt wurde.

Da devonische Schiefer und Quarzite bzw. quarzitisches Sandsteine im Untersuchungsraum die wichtigsten Untergrundgesteine sind und sie üblicherweise sehr unterschiedliche lithogene Gehalte besitzen, wäre dies auch für die Böden zu erwarten. Die räumliche Verteilung der Durchschnittsgehalte zeigt dies allerdings nicht (siehe Kartenanlage). Von den Mooren abgesehen liegen die nutzungsunabhängigen mittleren As_{ges} -Gehalte der Oberböden in allen Substraten in der Klasse 7,5 bis 10 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$. 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 quarzitisches und Schiefer-reichen Böden durchaus zur oben beschriebenen Abhängigkeit vom Ton- und Eisengehalt.

In den **Humusauflagen** der **Waldböden** bewegt sich der As_{ges} -Gehalt im Untersuchungsraum in einem typischen Bereich von 1 bis 9 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Der Durchschnittsgehalt beträgt 5 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Nur eine

Tab. 34 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	33	2	4	6	9	11
Oberboden, Wald	36	7	9	12	16	21
Oberboden, Grünland	11	6	6	10	11	12
Unterboden	62	3	5	8	12	12
Untergrund	49	3	5	10	17	18
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	33	0,015	0,034	0,060	0,134	0,126
Oberboden, Wald	36	0,024	0,054	0,102	0,135	0,216
Oberboden, Grünland	9	0,005	0,011	0,013	0,016	0,016
Unterboden	63	0,009	0,015	0,035	0,069	0,072
Untergrund	40	0,001	0,006	0,019	0,044	0,040
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	88	3	6	9	12	17
Oberboden, Wald	103	6	8	12	15	19
Oberboden, Grünland	11	7	9	10	10	11
Unterboden	157	3	5	8	12	14
Untergrund	12	9	13	29	47	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	73	0,031	0,064	0,106	0,152	0,213
Oberboden, Wald	84	0,023	0,052	0,092	0,141	0,178
Oberboden, Grünland	13	0,002	0,008	0,012	0,020	0,022
Unterboden	149	0,006	0,012	0,022	0,048	0,043
Untergrund	10	0,005	0,006	0,135	0,238	0,244
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	71	2	4	7	9	11
Oberboden, Wald	85	7	10	14	17	23
Oberboden, Grünland	42	6	8	10	13	14
Unterboden	144	5	7	9	13	16
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	64	0,019	0,032	0,061	0,108	0,110
Oberboden, Wald	80	0,026	0,058	0,105	0,178	0,219
Oberboden, Grünland	41	0,006	0,010	0,015	0,023	0,028
Unterboden	134	0,006	0,012	0,028	0,042	0,063

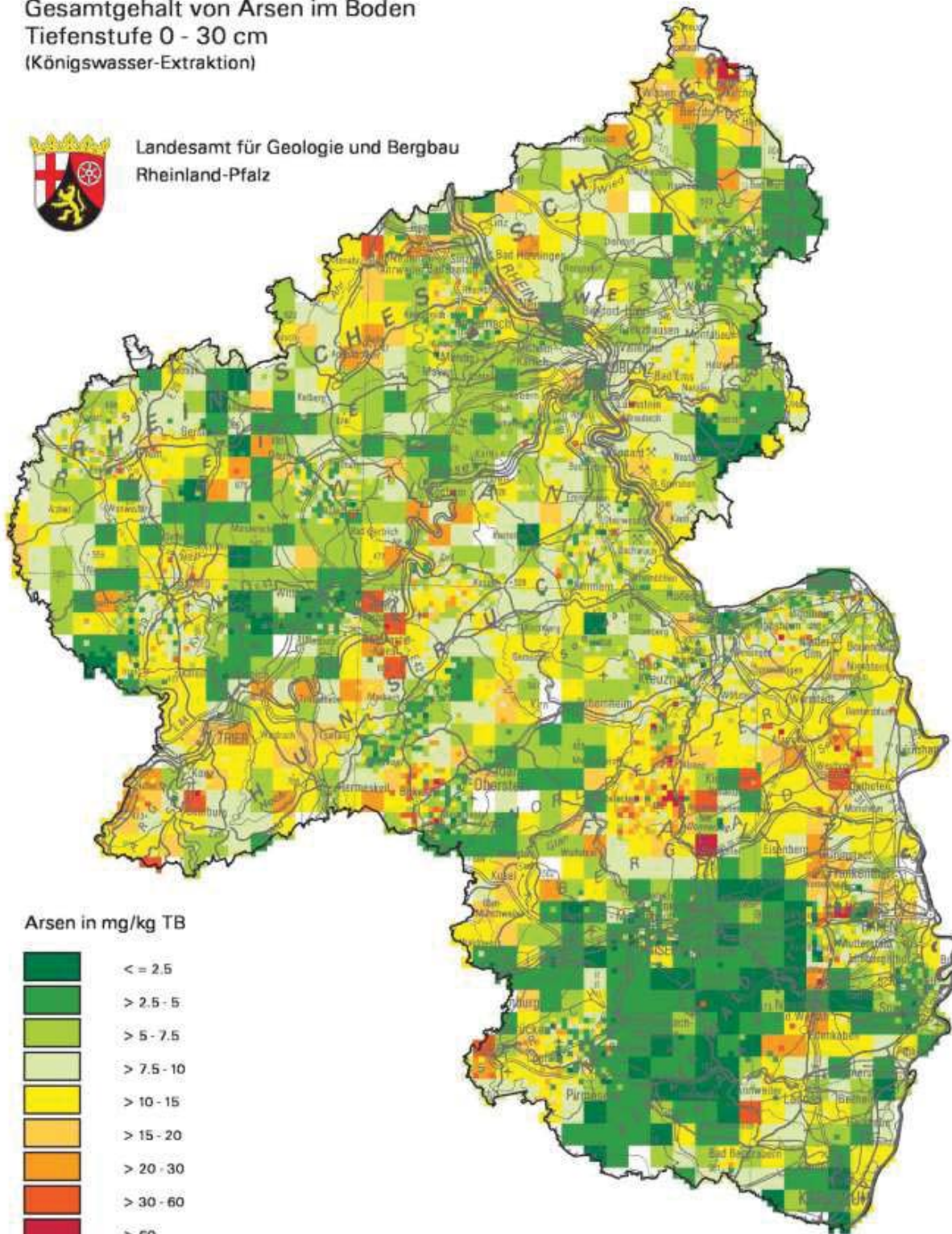
Humusaufgabe enthielt mehr als 12 mg As_{ges}/kg. Dies ist auch der Standort, an dem die höchsten Konzentrationen im Mineralboden gefunden wurden (siehe unten). Humusaufgaben bestehen nicht ausschließlich aus organischer Substanz, sondern sie enthalten auch eingemischte mineralische Komponenten. Diese haben einen typischen Anteil von 10-40 Masse-%, wodurch der Mineralboden die As_{ges}-

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

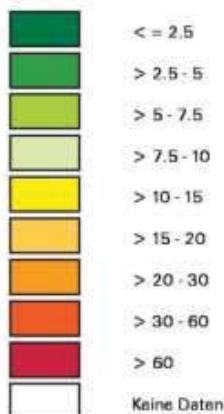
Gesamtgehalt von Arsen im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

Konzentration der Humusaufgabe zumindest indirekt beeinflusst. Liegen die Gehalte in der organischen Auflage über der Ausreißergrenze, so besitzen auch die folgenden Oberböden auffallend hohe Gehalte. Etwa 80% der untersuchten Humusaufgaben enthalten weniger As_{ges} als der folgende Mineralbodenhorizont.

Anders als beim Gesamtgehalt liegt der Mobilgehalt in den Humusaufgaben auf einem ähnlichen Niveau wie in den Oberböden. Da Bodenschutzkalkungen in den Humusaufgaben zu sehr unterschiedlichen pH-Werten führen, sind auch die Mobilgehalte recht variabel. Im Mittel liegt der Mobilgehalt bei 0,04 mg As_{mob}/kg und die Werte reichen allgemein von 0,01 bis 0,18 mg As_{mob}/kg . Üblicherweise liegen 0,2-2,2% (Mittel 1,0%) des Gesamtgehaltes in mobiler Form vor. Bei pH-Werten > 5 beträgt die relative Mobilität durchschnittlich 0,6%. In stark sauren Auflagen und somit vermutlich ungekalkten Standorten liegt bei pH-Werten < 3 der Mobilanteil am Gesamtgehalt im Mittel fast 3-mal so hoch. Zumindest in den ungekalkten Waldböden sind die höchsten As_{mob} -Gehalte im gesamten Bodenprofil in der Regel in der organischen Auflage zu finden. Dies wird auch auf die geringere Affinität des As auf organische Bindungsformen zurückgeführt.

Im **Wald** enthalten die Quarzit-reichen **Oberböden** im Mittel landesweit 9 mg As_{ges}/kg , die Schiefer-reichen Böden 11 mg As_{ges}/kg . Dies sind exakt die Mittelwerte, die auch für den Untersuchungsraum gelten. Bei der Streuung der Werte sind die Unterschiede zu den landesweiten Werten ebenfalls gering. Die Ausreißergrenzen liegen jeweils bei etwa 20 mg As_{ges}/kg . Auch die Lösslehm-reicheren Böden und jene Böden, die sowohl Quarzit als auch Schiefer enthalten, besitzen ähnliche Durchschnittsgehälter.

Die Mobilgehalte bewegen sich in den Waldoberböden des Untersuchungsraums typischerweise zwischen 0,008 und 0,15 mg As_{mob}/kg . Der Durchschnittswert beträgt 0,05 mg As_{mob}/kg , was einem mittleren Anteil am Gesamtgehalt von 0,6% entspricht. Dieser Anteil liegt typischerweise zwischen 0,1 und 1,8%. Bei einem mittleren pH-Wert von 3,5 decken sich die Werte sehr gut mit der in Abb. 20 dargestellten Abhängigkeit vom pH-Wert.

Die substratbedingten Unterschiede in den Waldoberböden sind beim Mobilgehalt ebenfalls relativ gering. Maßgeblich wird die Höhe des Mobilgehaltes vom pH-Wert und nicht vom Substrat gesteuert. Im

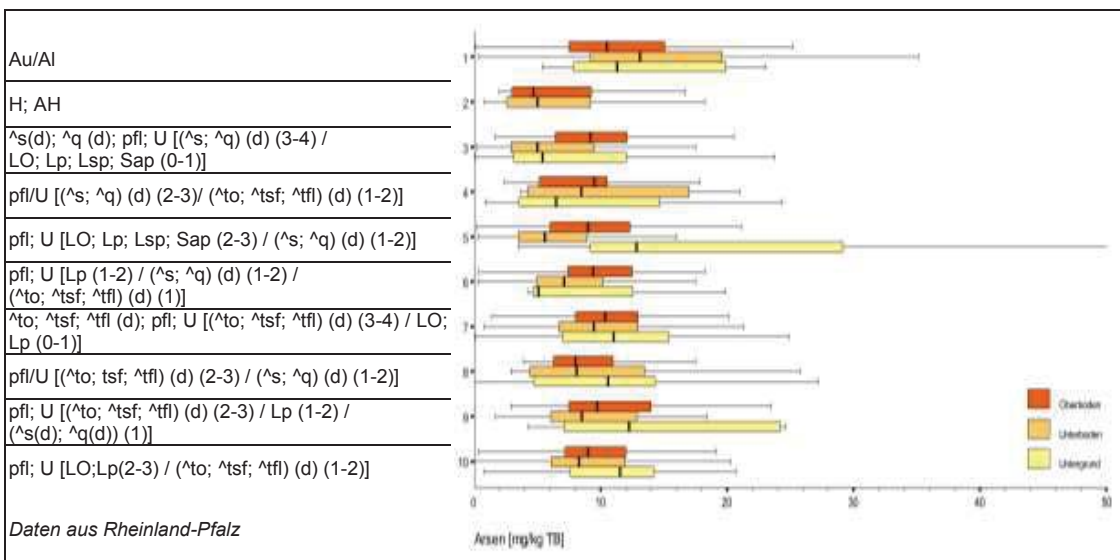


Abb. 21 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)

Untersuchungsraum weisen die Quarzit-reichen Waldoberböden mit 0,08 mg As_{mob}/kg (0,01 - 0,22) den höchsten Mittelwert auf. Damit liegen durchschnittlich 0,8% des As_{ges} -Gehaltes in leicht verfügbarer Bindung vor. Sie sind zwar etwas As_{ges} -ärmer als die entsprechenden Schieferböden, aber besitzen im Mittel einen um etwa 0,4 Einheiten tieferen pH-Wert. Der mittlere Mobilgehalt ist in den Schiefer-reichen Waldoberböden mit 0,03 mg As_{mob}/kg etwas geringer. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von etwa 0,3%. Beim Mobilgehalt liegen die Lösslehm-haltigen bis -reichen Mischsubstrate zwischen den Quarzit- und Schiefer-reichen Waldoberböden. Der Durchschnittswert beträgt 0,05 mg As_{mob}/kg ($< 0,01 - 0,18$). Typischerweise liegen in ihnen $< 0,1 - 2,5\%$ (Mittel 0,5%) des Gesamtgehaltes in mobiler Form vor.

Der Baumbestand nimmt indirekt über den pH-Wert Einfluss auf die Höhe des Mobilgehaltes im Oberboden. Die Wahrscheinlichkeit, überdurchschnittliche Mobilgehalte vorzufinden, ist im Nadelwald größer als im Laubwald.

Die in Waldoberböden vorgefundenen Mobilgehalte bewegen sich im Untersuchungsraum alle in einem typischen Konzentrationsbereich.

In den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten treten beim As_{ges} -Gehalt substratbedingte Unterschiede deutlicher als im Oberboden hervor. Quarzitisches Untergrundhorizonte enthalten auf Blatt Morscheid-Riedenburg im Durchschnitt 4 mg As_{ges}/kg (1 - 8). In den Schiefer-reichen Untergrundhorizonten liegt dieser Wert fast 4-mal höher und überschreitet damit auch den landesweiten Mittelwert von 10 mg As_{ges}/kg . Tendenziell steigt der As_{ges} -Gehalt in den Schiefer-reichen Böden mit der Tiefe an, während er im Verbreitungsgebiet der Quarzite abnimmt.

Mit der Tiefe abnehmende As_{ges} -Gehalte bei gleichzeitig leicht ansteigenden pH-Werten führen in den quarzitischen Waldböden zu sinkenden Mobilgehalten in tiefer liegenden Horizonten. In den Schieferböden liegt der Mobilgehalt wie auch der Anteil am Gesamtgehalt hingegen auch in den Untergrundhorizonten etwa auf dem Niveau der Oberböden.

Etwa 5% der untersuchten Ober- und Unterböden enthalten im Untersuchungsraum mehr als 20 mg As_{ges}/kg , wobei es sich fast ausnahmslos um Waldböden handelt. Der Maximalwert liegt etwas über

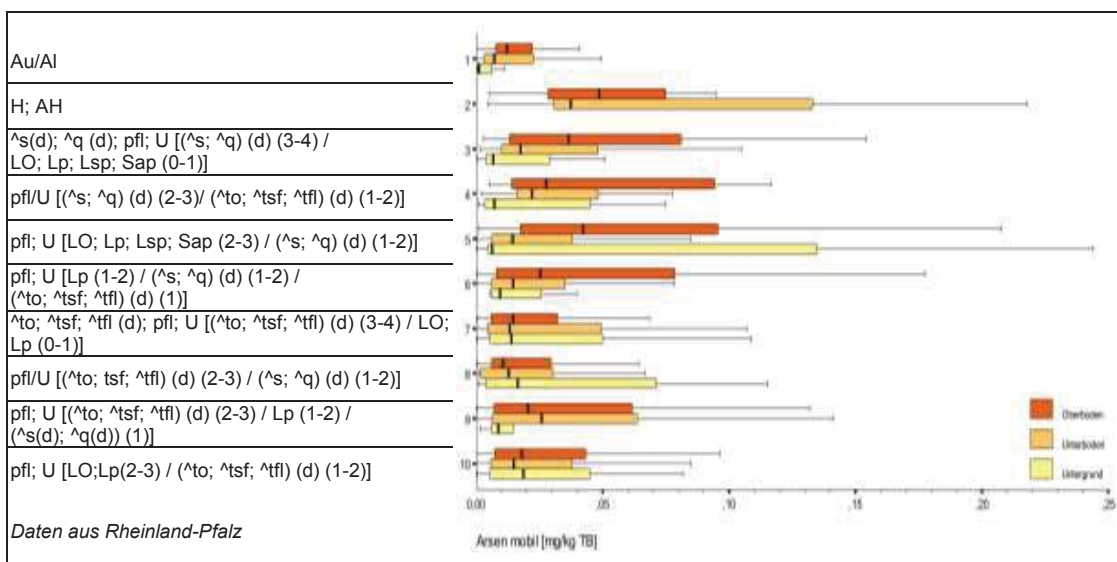


Abb. 22 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)

Tab. 35 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	143	2	4	6	8	11
Oberboden, Wald	159	9	11	14	17	20
Oberboden, Acker	78	7	10	11	13	17
Oberboden, Grünland	67	6	8	10	13	16
Unterboden	205	6	9	11	15	19
Untergrund	195	7	10	14	19	25
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	116	0,016	0,033	0,054	0,084	0,110
Oberboden, Wald	136	0,013	0,027	0,065	0,129	0,138
Oberboden, Acker	82	0,003	0,007	0,015	0,018	0,025
Oberboden, Grünland	67	0,004	0,010	0,019	0,028	0,041
Unterboden	195	0,004	0,010	0,037	0,071	0,086
Untergrund	164	0,005	0,012	0,027	0,062	0,058
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	65	2	3	5	7	8
Oberboden, Wald	83	8	11	14	19	24
Oberboden, Grünland	60	6	8	10	12	14
Unterboden	106	6	8	11	14	18
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	62	0,012	0,025	0,039	0,051	0,077
Oberboden, Wald	86	0,014	0,046	0,101	0,175	0,226
Oberboden, Grünland	61	0,006	0,011	0,021	0,028	0,041
Unterboden	111	0,006	0,022	0,050	0,083	0,115

40 mg As_{ges}/kg in Ober- sowie Unterboden und steigt in Untergrundhorizonten auf fast 70 mg As_{ges}/kg an. 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 Gehalte erreicht, die eine multifunktionale Nutzung des Standortes gewährleisten. Wie erwähnt unterschreiten die Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg diesen Wert in der großen Mehrheit deutlich.

Böden mit erhöhten As_{ges}-Gehalte befinden sich fast ausnahmslos im südöstlich des Hunsrückhauptkammes gelegenen Waldgebiet (siehe auch Kartenanlage). Tendenziell nehmen die Gehalte nach Südosten zu. Nach dem heutigen Kenntnisstand befindet sich das Zentrum der **Arsenanomalie** etwa 1 km südlich des Untersuchungsraums auf Blatt Birkenfeld-West. Bei Oberhambach durchschneidet der

Tab. 35 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)
(Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

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
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	244	2	4	6	9	12
Oberboden, Wald	240	8	10	13	15	20
Oberboden, Acker	82	7	9	10	11	14
Oberboden, Grünland	98	6	8	10	13	16
Unterboden	431	6	8	11	14	18
Untergrund	25	8	11	14	16	21
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	211	0,024	0,049	0,075	0,094	0,151
Oberboden, Wald	211	0,020	0,032	0,061	0,106	0,121
Oberboden, Acker	78	0,003	0,006	0,009	0,013	0,017
Oberboden, Grünland	89	0,005	0,010	0,015	0,022	0,028
Unterboden	381	0,005	0,011	0,025	0,045	0,054
Untergrund	22	0,005	0,016	0,024	0,050	0,045

Götzenbach einen SW-NE-streichenden Quarzitzug (Wehlenstein / Rothenburg). Die Böden der steilen Talflanken enthalten dort insbesondere in den tiefer liegenden Horizonten häufig um die 100 mg As_{ges}/kg, örtlich auch an die 200 mg As_{ges}/kg. Solch ungewöhnlich hohen Konzentrationen sind dort nur im Quarzitzug zu finden. Nördlich schließen sich Böden aus devonischen Schiefer an, die zwar weit geringere As_{ges}-Gehalte als die Quarzite aufweisen, aber noch erhöhte Konzentrationen um oder leicht über der Ausreißergrenze aufweisen.

Direkt parallel zum erwähnten Quarzitzug verläuft die überregional bedeutende Hunsrück-Südrandstörung, die am Ausgang des engen Götzenbachtals von einer weiteren Störung geschnitten wird. In

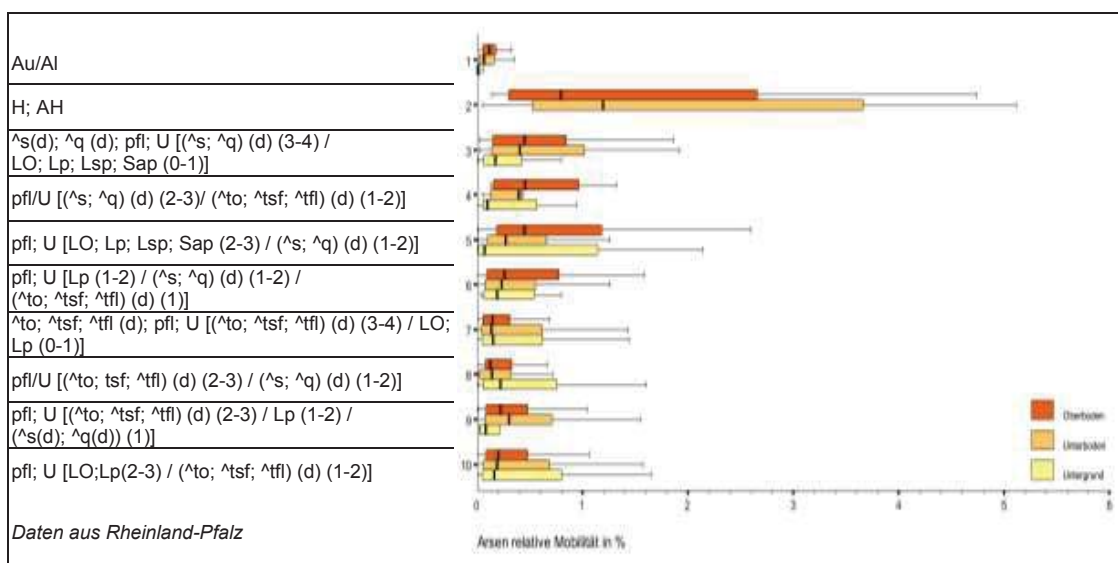


Abb. 23 Relative Mobilität von Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)

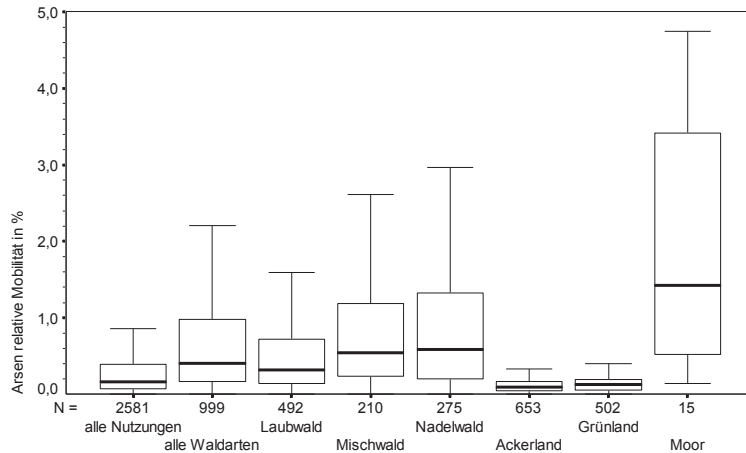


Abb. 24
Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

diesem Bereich befinden sich auch Kohlensäure-reiche Mineralquellen (Säuerlinge) mit erhöhten As-Gehalten. Daher wird davon ausgegangen, dass in diesem tektonisch stark beanspruchten Gebiet entlang der Störungszonen mineralreiche Wässer aufstiegen und insbesondere die primär As-armen Quarzite und Sandsteine syndementär imprägnierten. Ein Hinweis darauf, dass diese Anomalie durch eine hydrothermale Vererzung hervorgerufen wird, liefern die ebenfalls ungewöhnlich hohen Antimon-Gesamtgehalte der Böden. Dieses Schwermetall tritt in Vererzungen öfters gemeinsam mit Arsen auf.

Es ist anzunehmen, dass entlang der Hunsrück-Südrandstörung, insbesondere wenn weitere Störungslinien queren, in Gesteinen des Devon und Rotliegend weitere Arsenanomalien auftreten. Die im südöstlichen Bereich von Blatt Morscheid-Riedenburg vorkommenden Böden werden von dieser Anomalie allerdings nur randlich berührt. Erhöhte As_{ges} -Gehalte konnten entlang des Quarzitzugs bis nordöstlich der Gemeinde Schwollen (VB Birkenfeld) auch in Schieferböden nachgewiesen werden.

Typisch für Böden, die in vererztem Gestein entwickelt sind, ist die außergewöhnlich geringe Verfügbarkeit der in den Erzen angereicherten Stoffe. Allein anhand der gemessenen Mobilgehalte hätte es keinen Hinweis auf anomal hohe Gesamtgehalte gegeben. Selbst bei As_{ges} -Gehalte, die an die 200 mg As_{ges} /kg reichen, liegen die Mobilgehalte trotz tiefer pH-Werte meist unter 0,1 mg As_{mob} /kg. Dies sind nicht einmal 25% des Prüfwertes der BBodschV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze im Ackerbau.

In den **Moorböden** sind die As_{ges} -Gehalte allgemein gering. Im Untersuchungsraum enthält ihr Torf durchschnittlich 4 mg As_{ges} /kg. Konzentrationen zwischen 2 und 10 mg As_{ges} /kg sind charakteristisch.

Tab. 36 Arsen in (An-)Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	3	4	7	10	10
Unterboden	13	3	5	9	15	18
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,024	0,046	0,074	0,084	0,095
Unterboden	12	0,029	0,035	0,107	0,165	0,218

Bei einem Mittelwert von 0,05 mg As_{mob}/kg schwanken die Mobilgehalte in den oberen Horizonten der Moore im typischen Bereich von 0,007 und 0,21 mg As_{mob}/kg . Die mittlere relative Verfügbarkeit ist mit Anteilen zwischen 0,2 und > 5 % im Vergleich zu den Mineralböden auffallend hoch (siehe auch Abb. 23 und 24). Wie bei den Humusaufgaben wird als Ursache die geringe Bindungsstärke des As an organische Substanz gesehen. Da ein wesentlicher Teil der landesweiten Daten für Moore (siehe Tab. 36) aus dem Untersuchungsraum stammen, decken sich die regionalen Werte verständlicherweise weitgehend mit den landesweiten Hintergrundwerten.

Ackerbau wird im Untersuchungsraum fast ausschließlich auf Schiefer-reichen bis -haltigen Böden betrieben. Die auf Blatt Morscheid-Riedenburg vorgefundenen As_{ges} -Gehalte bewegen sich alle zwischen 5 und 11 mg As_{ges}/kg . Der Mittelwert beträgt 9 mg As_{ges}/kg . Sie sind somit absolut typisch für die Gruppe der Schiefer-reichen Ackerböden. Nur ein Ackerboden, der nördlich Schwollen direkt an den Untersuchungsraum grenzt, enthält mit 26 mg/kg auffallend viel As_{ges} . Er befindet sich randlich der oben beschriebenen geogenen Arsenanomalie.

Da der pH-Wert in den Ackerböden des Untersuchungsraums überwiegend in dem Bereich liegt, in dem As am geringsten verfügbar ist, sind die Mobilgehalte entsprechend gering. Bei einem Mittelwert von 0,003 mg As_{mob}/kg und einem typischen Konzentrationsbereich von <0,001 bis 0,009 mg As_{mob}/kg ist die Verfügbarkeit auch im Vergleich mit den landesweit gültigen Werten normal bis gering (siehe Tab. 35). In annähernd allen untersuchten Ackerböden liegt die Verfügbarkeit unter 0,1% des As_{ges} -Gehaltes.

In keinem der Ackerböden erreichen die Mobilgehalte mehr als 3% des Prüfwertes der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze (Ackerbau) von 0,4 mg As_{mob}/kg . Die Situation ist daher in diesen Böden sehr günstig.

Tab. 37 Arsen 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	108	7	10	15	21	25
Unterboden	187	9	13	18	23	31
NH₄NO₃-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

Im Untersuchungsraum werden neben den Schiefer-reichen bis -haltigen Böden auch Auenböden als **Grünland** genutzt. Die Auenböden unterscheiden sich im As-Gehalt nicht von den Schieferböden, da ihre Sedimente im Wesentlichen aus dem Schiefergebiet stammen. In den Grünlandböden sind durchschnittlich 7 mg As_{ges}/kg zu finden. Im Untersuchungsgebiet wurden Konzentrationen zwischen 4 und 13 mg As_{ges}/kg festgestellt. Damit unterschreiten die As_{ges} -Gehalte den Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für die Pflanzenqualität auf Grünlandflächen von 50 mg As_{ges}/kg immer erheblich.

Da der mittlere pH-Wert mit 4,8 deutlich tiefer als in Ackerböden ist, liegt der durchschnittliche Mobilgehalt mit 0,007 mg As_{mob}/kg (< 0,001 - 0,017) in den Grünlandböden etwa doppelt so hoch. Dies sind allerdings vollkommen übliche Mobilgehalte für Schiefer-haltige Grünlandböden und entsprechen dem Chemismus dieses Elements.

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; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

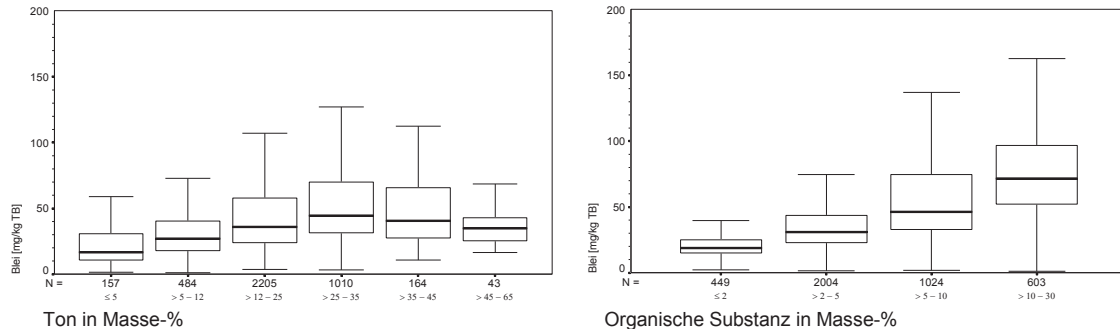


Abb. 25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

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 Humusaufgaben und Waldoberböden als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen. Anders als bei den Gesteinen ist ein Zusammenhang zwischen Pb-Gesamtgehalt (Pb_{ges}) und Tongehalt im Oberboden nicht zu erkennen. Signifikante positive Beziehungen bestehen hingegen zur organischen Substanz (siehe Abb. 25). Zwar wird Pb bevorzugt organisch gebunden, so dass es auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden angereichert wäre, jedoch ist das Ausmaß der Anreicherung in organischer Auflage und Oberboden nur durch Pb-Immissionen zu erklären. Diese anthropogenen Einträge beeinflussen sicherlich die statistischen Beziehungen zwischen Pb_{ges} und Humusgehalt.

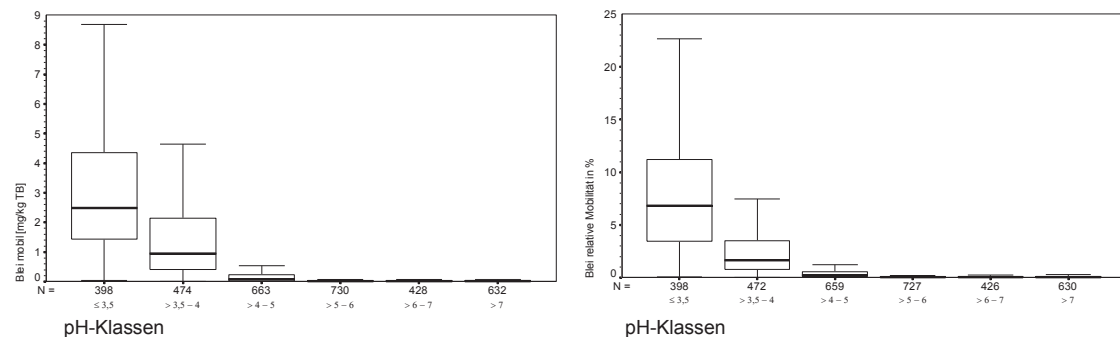


Abb. 26 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

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. 26).

Tab. 38 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	35	43	87	136	209	266
Oberboden, Wald	37	28	48	74	87	119
Oberboden, Grünland	11	26	31	43	61	62
Unterboden	68	9	16	23	31	40
Untergrund	47	6	10	15	21	26
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	31	0,029	0,11	0,50	1,29	1,14
Oberboden, Wald	36	0,327	2,22	3,88	5,36	6,18
Oberboden, Grünland	11	0,007	0,03	0,04	0,05	0,05
Unterboden	60	0,023	0,09	0,29	0,60	0,68
Untergrund	38	0,016	0,05	0,10	0,18	0,20
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	87	78	113	167	217	298
Oberboden, Wald	100	34	51	75	90	126
Oberboden, Grünland	14	32	40	52	70	78
Unterboden	159	12	15	20	27	31
Untergrund	12	10	16	19	23	28
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	70	0,183	0,51	2,14	3,86	5,05
Oberboden, Wald	91	0,961	2,57	4,51	6,34	8,98
Oberboden, Grünland	11	0,003	0,01	0,01	0,01	0,01
Unterboden	147	0,049	0,14	0,27	0,46	0,60
Untergrund	10	0,017	0,03	0,32	0,34	0,34
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	70	44	81	113	152	199
Oberboden, Wald	87	40	54	75	87	126
Oberboden, Grünland	35	30	36	42	49	56
Unterboden	139	14	18	24	35	39
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	62	0,051	0,17	0,47	1,66	1,10
Oberboden, Wald	82	0,339	1,28	3,69	5,61	7,59
Oberboden, Grünland	36	0,005	0,02	0,04	0,11	0,06
Unterboden	133	0,033	0,09	0,19	0,32	0,40

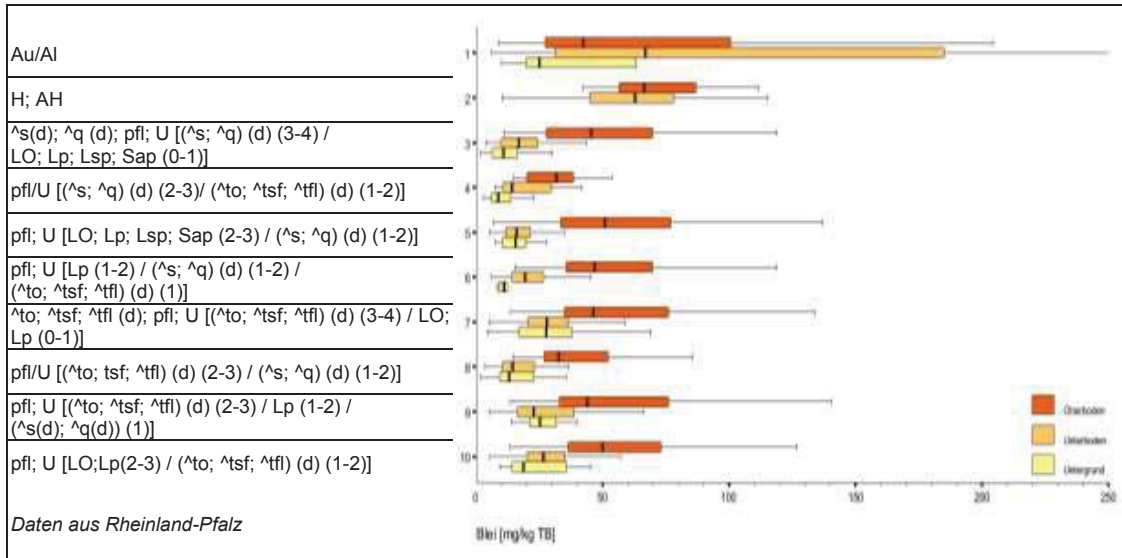


Abb. 27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden (nutzungsunabhängig)

Dass die devonischen Schiefer und Quarzite unterschiedliche lithogene Gehalte besitzen, kann nur in den tiefliegenden Untergrundhorizonten beobachtet werden. Bei durchschnittlich 10 mg Pb_{ges} /kg liegt in Quarzit-reichen Untergrundhorizonten landesweit der normale Konzentrationsbereich zwischen 5 und 20 mg Pb_{ges} /kg. Bestehen die Untergrundhorizonte vorwiegend aus devonischen Schiefen sind im Mittel 26 mg Pb_{ges} /kg zu finden. Die Gehalte bewegen sich in ihnen zwischen 15 und 45 mg Pb_{ges} /kg. Im Oberboden hingegen ist der anthropogene Anteil so hoch, dass vom Substrat hervorgerufene Unterschiede überdeckt sind. Daher hat die Bodennutzung einen stärkeren Einfluss auf den Pb_{ges} -Gehalt im Oberboden als das Substrat. Sehr deutlich zeigt dies der Vergleich zwischen Waldböden und landwirtschaftlich genutzten Böden. Da Bäume Luftschadstoffe auskämmen, gelangt in Waldböden mehr Pb als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Hinzu kommt, dass den Waldböden die künstliche Durchmischung durch Pflügen und somit die Verdünnung mit geringer belasteten tieferen Bodenzonen fehlt. 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.

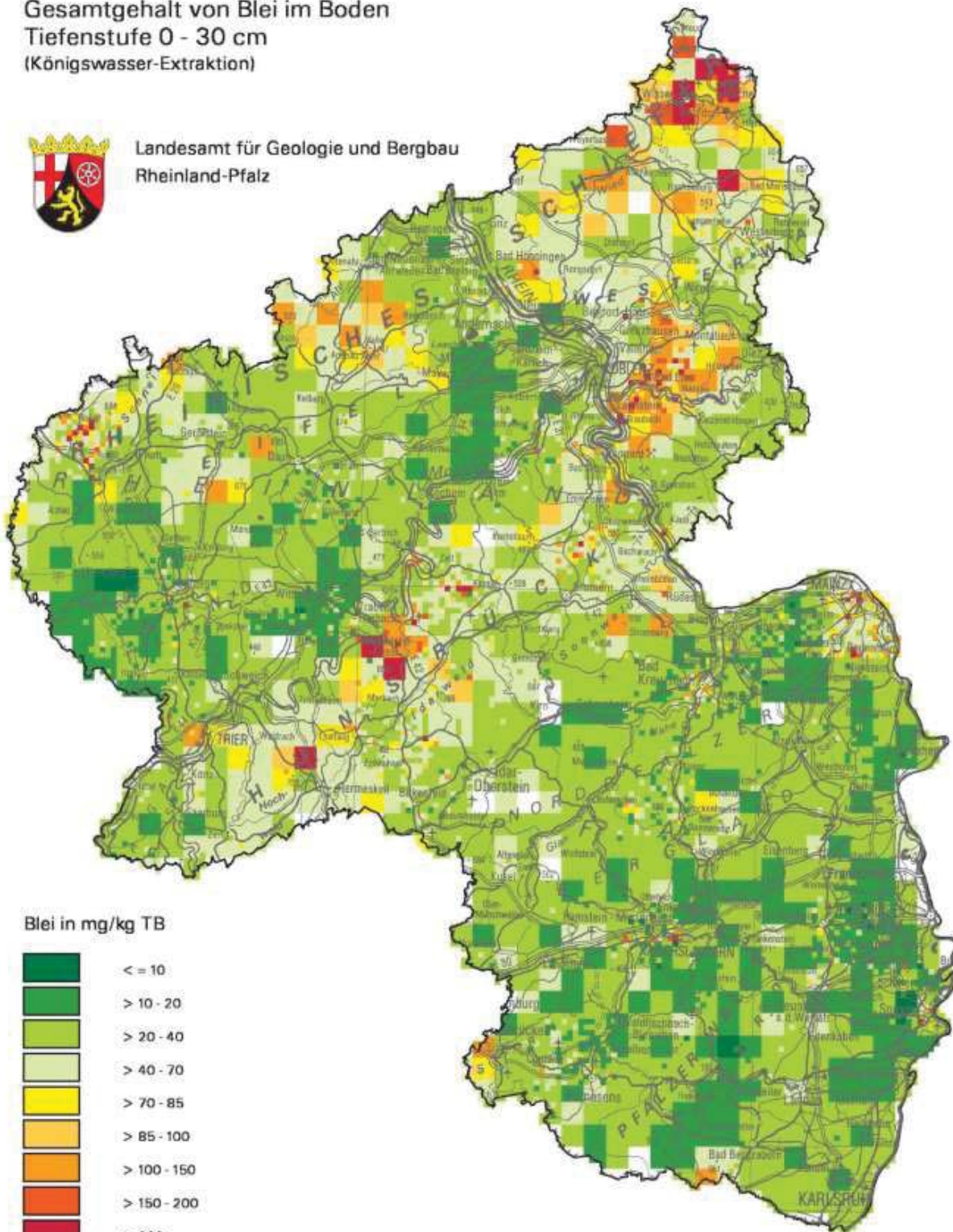
Die **Humusauflagen der Waldböden** enthalten im Untersuchungsgebiet im Mittel 86 mg Pb_{ges} /kg und weisen ein 90. Perzentil von 199 mg Pb_{ges} /kg auf. In Waldböden hat der Baumbestand allerdings einen stärkeren Einfluss auf die Pb_{ges} -Gehalte in Humusauflage und Oberboden als das Substrat. Bei etwa 70% der auf Blatt Morscheid-Riedenburg untersuchten Waldböden weist die Humusauflage einen höheren Pb_{ges} -Gehalt als der folgende Oberboden auf. Dies trifft in erster Linie auf die Böden im Nadelwald zu. In ihren Humusauflagen reicht der typische Pb_{ges} -Gehalt von 40 bis fast 300 mg Pb_{ges} /kg. Der Mittelwert beträgt 134 mg Pb_{ges} /kg und liegt damit durchschnittlich 84 mg Pb_{ges} /kg über dem Gehalt des folgenden Oberbodenhorizonts. Substratunabhängig enthält dieser Horizont im Untersuchungsraum 41 mg Pb_{ges} /kg. Im Laubwald mit seinen deutlich geringmächtigeren Humusauflagen herrschen hingegen fast entgegengesetzte Verhältnisse vor. Die Humusauflagen enthalten dort im Mittel mit nur 58 mg Pb_{ges} /kg (30 - 130 mg Pb_{ges} /kg) weniger als die Hälfte der Humusauflagen im Nadelwald. Dafür sind im obersten Mineralbodenhorizont durchschnittlich 64 mg Pb_{ges} /kg (15 - 120 mg Pb_{ges} /kg) zu finden.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

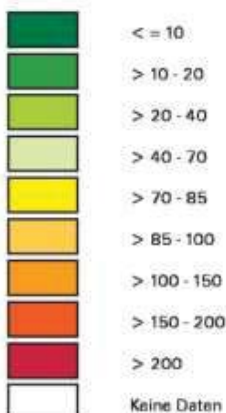
Gesamtgehalt von Blei im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

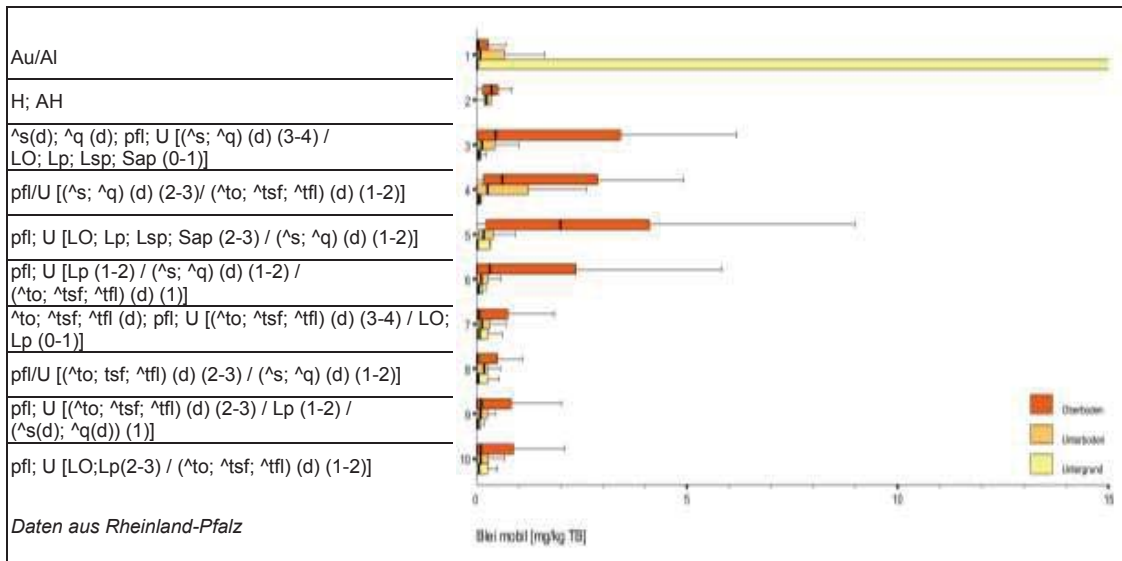


Abb. 28 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden (nutzungsunabhängig)

In etwas mehr als der Hälfte der Laubwaldböden sind daher im Mineralboden - überwiegend geringfügig - höhere Pb_{ges} -Gehalte als in der Humusauflage zu finden. Die Böden der Mischwälder nehmen diesbezüglich eine Zwischenstellung ein.

Obwohl mit der Einführung Pb-freier Treibstoffe vor über 20 Jahren die Pb-Immissionen stark rückläufig waren, verbleibt zumindest in mächtigen Humusauflagen offensichtlich ein erheblicher Anteil des jahrzehntelang über dem Luftweg eingetragenen Pb.

Im Vergleich mit den in den Tabellen aufgeführten landesweiten Werten besitzen die Humusauflagen im Untersuchungsraum leicht überdurchschnittliche Pb_{ges} -Gehalte, was vermutlich mit den hohen Niederschlagsmengen in den Kammlagen in Verbindung steht. Auch in anderen Landesteilen wie Westerwald und Eifel sind in den niederschlagsreichen Hochlagen überdurchschnittliche Pb_{ges} -Gehalte in den Humusauflagen zu finden. Wie bei den organischen Schadstoffen wird auch ein Zusammenhang mit der Anzahl der Nebeltage für möglich gehalten. Landesweit enthalten die Humusauflagen im Nadelwald bei einem Niederschlag von über 1.000mm/a durchschnittlich 136 mg Pb_{ges} /kg. In Regionen mit weniger als 800mm/a wurden im Mittel hingegen nur 84 mg Pb_{ges} /kg gefunden. Beim obersten Mineralbodenhorizont besteht im Nadelwald hingegen keine erkennbare Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. Sowohl in niederschlagsreichen als auch -ärmeren Regionen enthalten sie im Mittel um 45 mg Pb_{ges} /kg.

Die Humusauflagen im Laubwald weisen landesweit in niederschlagsreichen Hochlagen mit durchschnittlich 83 mg Pb_{ges} /kg etwa doppelt so viel Pb_{ges} auf, als jene, die sich in Gebieten mit weniger als 800mm/a befinden. Sowohl in niederschlagsreichen als auch -ärmeren Regionen liegen die Mittelwerte im obersten Mineralbodenhorizont etwas höher als in ihrer Humusauflage.

Pb wird augenscheinlich zwar nur langsam vertikal verlagert und gelangt aber vor allem bei geringmächtigen Humusauflagen in nennenswertem Umfang auch in den Oberboden.

Die auf Blatt Morscheid-Riedenburg vorgefundene Situation ist typisch für Waldböden in den niederschlagsreichen Hochlagen von Rheinland-Pfalz.

Dank der gegenüber dem Oberboden höheren pH-Werten liegt der mittlere Mobilgehalt in den Humusauflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum bei nur 0,11 mg Pb_{mob} /kg, was einer mittleren relativen

Tab. 39 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)]						
						<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	140	38	61	94	121	170
Oberboden, Wald	160	44	71	90	114	151
Oberboden, Acker	73	32	36	42	50	56
Oberboden, Grünland	67	30	36	44	50	66
Unterboden	203	20	26	34	41	54
Untergrund	193	16	26	34	45	55
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	113	0,027	0,11	0,41	1,12	0,90
Oberboden, Wald	139	0,221	0,55	1,27	2,12	2,79
Oberboden, Acker	75	0,003	0,01	0,01	0,02	0,03
Oberboden, Grünland	63	0,006	0,01	0,04	0,06	0,08
Unterboden	203	0,036	0,11	0,26	0,43	0,56
Untergrund						
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (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	66	39	57	98	109	167
Oberboden, Wald	86	41	60	85	103	140
Oberboden, Grünland	53	29	34	39	45	50
Unterboden	107	16	22	32	45	56
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	57	0,017	0,05	0,14	0,45	0,32
Oberboden, Wald	81	0,174	0,50	1,31	2,43	2,93
Oberboden, Grünland	55	0,006	0,02	0,05	0,06	0,10
Unterboden	107	0,035	0,10	0,20	0,31	0,44
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	243	42	70	121	168	231
Oberboden, Wald	240	48	64	80	95	127
Oberboden, Acker	80	31	38	42	49	56
Oberboden, Grünland	90	30	37	48	58	72
Unterboden	428	20	26	34	40	53
Untergrund	24	14	17	32	39	45
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	209	0,062	0,21	0,70	1,49	1,57
Oberboden, Wald	216	0,152	0,55	1,35	2,80	3,11
Oberboden, Acker	80	0,003	0,01	0,01	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	92	0,010	0,03	0,08	0,17	0,18
Unterboden	400	0,025	0,09	0,21	0,35	0,48
Untergrund	24	0,008	0,05	0,18	0,34	0,38

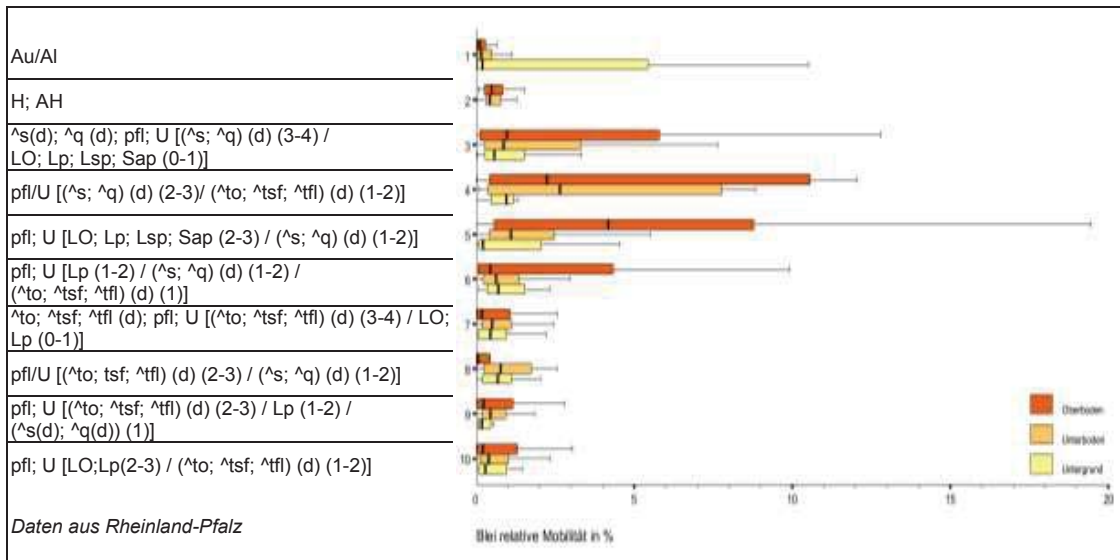


Abb. 29 Relative Mobilität von Blei im Boden (nutzungsunabhängig)

Verfügbarkeit von 0,2 % am Gesamtgehalt entspricht. Da die Bodenschutzkalkungen nicht bei allen untersuchten Böden durchgeführt wurden, treten auch im Laubwald vereinzelt extrem tiefe pH-Werte von ≤ 3 auf. Hier wurden Mobilgehalte von bis zu 10 mg Pb_{mob}/kg vorgefunden, womit dort der Mittelwert um etwa Faktor 100 überschritten wurde. Mehr als 7 % des Pb ist dort nur labil gebunden.

Die gegenüber den Laubwäldern deutlich tieferen mittleren pH-Werte und höheren Pb_{ges} -Gehalte der Nadelwald-Humusaufgaben haben entsprechend höhere Mobilgehalte zur Folge (siehe auch 4.1.2.). Der Mittelwert von 1,2 mg Pb_{mob}/kg ist nur bedingt aussagekräftig, da die pH-Werte in dieser Schicht bei einer Spanne von 2,6 bis 6,3 extrem unterschiedlich sind. Entsprechend variabel sind auch die Mobilgehalte, die von 0,05 bis 24 mg Pb_{mob}/kg reichen. Bei pH-Werten < 3 ist allgemein mit Gehalten > 5 mg Pb_{mob}/kg zu rechnen. Der Anteil am Pb_{ges} -Gehalt beträgt durchschnittlich 0,8 % und bewegt sich zwischen $< 0,1$ bis 11%.

Die landesweit gültigen Hintergrundwerte zeigen, dass im **Wald** die Schiefer-haltigen **Oberböden** einen höheren Pb_{ges} -Gehalt als die quarzitischen Böden besitzen (siehe Tab. 38 und 39). Für Blatt Morscheid-Riedenburg trifft dies nicht zu. Im Quarzitgebiet enthalten die Waldoberböden im Mittel 46 mg Pb_{ges}/kg (15 bis 120 mg Pb_{ges}/kg), während in den Schiefer-haltigen Waldoberböden durchschnittlich nur 40 mg Pb_{ges}/kg gemessen wurden. Die Werte bewegen sich dabei praktisch im Bereich der Quarzitböden. Tendenziell sind sie damit etwas Pb-ärmer als im Landesdurchschnitt.

Auch wenn die Humusaufgaben insbesondere im Nadelwald deutlich mehr Pb_{ges} enthalten als der folgende Oberboden, steigt der Mobilgehalt in 80% der Fälle durch die sinkenden pH-Werte im Oberboden weiter an. 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 1,7 mg Pb_{mob}/kg und im Nadelwald von 3,5 mg Pb_{mob}/kg auf. Dies entspricht einem mittleren relativen Mobilanteil von 2,7 bzw. 7,5 %. Gesteuert vom pH-Wert variieren die Werte allerdings auch im Oberboden in einem weiten Bereich. So können in den Oberböden aller Waldarten Mobilgehalte zwischen 0,2 und 10 mg Pb_{mob}/kg auftreten. Die Wahrscheinlichkeit, hohe Mobilge-

halte vorzufinden, ist bei Nadelwald und quarzitischen Oberböden am größten. Bei typischen pH-Werten um 3 bewegt sich der Mobilgehalt bei ihnen im Untersuchungsraum zwischen 2,5 und 10 mg Pb_{mob}/kg. Auf der anderen Seite stehen die Laubwaldböden im Verbreitungsgebiet des Schiefers. Häufig liegt hier der pH-Wert im Oberboden zwischen 3,6 und 4, so dass vergleichsweise geringe Mobilgehalte von 0,2 bis 2 mg Pb_{mob}/kg zu erwarten sind.

Im Wald führen Lösslehm und Schieferanteile in Quarzitböden tendenziell zu geringeren Mobilgehalten. In Schieferböden hat ein höherer Lösslehmanteil hingegen meist auch sinkende pH-Werte und damit steigende Mobilgehalte zur Folge.

Unterhalb des Oberbodens sinkt der Gesamtgehalt in den Waldböden in der Regel deutlich ab. Dass der Baumbestand Einfluss auf Gesamt- oder Mobilgehalt nimmt, ist nicht mehr zu beobachten.

In den quarzitischen Unterboden- und Untergrundhorizonte wurden auf Blatt Morscheid-Riedenburg Pb_{ges}-Gehalte zwischen 6 und 13 mg Pb_{ges}/kg vorgefunden. Die Mobilgehalte sind weit geringer als im Oberboden. Bei mit zunehmender Tiefe leicht ansteigenden pH-Werten bewegen sich die Mobilgehalte zwischen 0,01 und 0,22 mg Pb_{mob}/kg. Die vorgefundenen Konzentrationen stimmen sehr gut mit den landesweiten Werten überein.

Aus den tieferen Schiefer-reichen Bodenhorizonten stehen nur wenige Beobachtungen aus dem Untersuchungsraum zur Verfügung. Die Pb_{ges}-Gehalte streuen in diesen Horizonten zudem mit Werten zwischen 2 und 69 mg Pb_{ges}/kg weit stärker als im landesweiten Datenbestand. In 2 Waldböden an der Talflanke des Schalesbachs wurden unterhalb des Oberbodens ansteigende Pb_{ges}-Gehalte festgestellt. Hier scheint eine schwache geogene Anomalie vorzuliegen, da auch weitere Schwermetalle wie Zink-, Kupfer- und Nickel leicht ansteigen und eine anthropogene Beeinflussung nicht erkennbar ist. Die Mobilgehalte der Schiefer-reichen Unterboden- und Untergrundhorizonte liegen zwischen 0,02 und 0,9 mg Pb_{mob}/kg. Werte über 0,3 mg Pb_{mob}/kg wurden nur in Horizonten mit Pb_{ges}-Gehalte > 50 mg Pb_{ges}/kg beobachtet. In der Regel liegt der Mobilanteil am Pb_{ges} deutlich unter 2 %.

Im Untersuchungsraum enthalten die oberen Horizonte der **Moore** zwischen 50 und 110 mg Pb_{ges}/kg; im Mittel sind es 65 mg Pb_{ges}/kg. Da etwa die Hälfte des Gesamtdatenbestandes für Moore aus dem Untersuchungsraum stammt, stimmen regionale und landesweite Werte weitgehend überein. Die Gesamtbelastung der Moore dürfte etwa auf dem Niveau der Waldböden liegen. Zwar ist das spezifische Gewicht weit geringer als in den Mineralböden, jedoch sind die Horizonte deutlich mächtiger und zudem gehen in tieferen Moorhorizonten die Pb_{ges}-Gehalte - anders als im Mineralboden - nicht zurück, sondern steigen tendenziell eher leicht an.

Tab. 40 Blei in (An-)Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	56	66	83	104	112
Unterboden	13	40	63	80	102	115
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,156	0,26	0,45	0,54	0,86
Unterboden	11	0,140	0,20	0,33	0,47	0,36

Im Vergleich mit den Mineralböden sind die Mobilgehalte in den stark sauren Oberböden mit durchschnittlich 0,46 mg Pb_{mob}/kg vergleichsweise gering. Bei pH-Werten zwischen 3,0 und 4,4 bewegt sich der relative Mobilanteil am Pb_{ges} nur im Bereich von 0,2 und 1,8 %. Dass die Mobilgehalte etwas niedriger als erwartet sind, wird auf die starke Bindung an die organische Substanz zurückgeführt.

Landesweit sind in landwirtschaftlich genutzten Böden sowohl im Verbreitungsgebiet der devonischen Quarzite als auch der devonischen Schiefer Durchschnittswerte von 30 bis 40 mg Pb_{ges}/kg typisch. Die **Ackerböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg enthalten im Mittel 35 mg Pb_{ges}/kg und es wurden typische Konzentrationen zwischen 23 und 50 mg Pb_{ges}/kg vorgefunden. Lediglich ein Ackerboden nördlich von Thalfang zeigte mit 95 mg Pb_{ges}/kg einen mäßig erhöhten Gehalt und überschreitet leicht den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg Pb_{ges}/kg. Dies hat möglicherweise geogene Ursachen, da zwei nahe gelegene Waldböden im Oberboden ähnliche Konzentrationen aufweisen und auch der Unterboden noch bis zu 73 mg Pb_{ges}/kg enthält.

Etwa ¼ der untersuchten Ackerböden weisen einen pH-Wert < 5 auf, so dass für sie der geringere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Pb_{ges}/kg anzuwenden ist. Lediglich ein Standort überschreitet diesen Wert mit 44 mg Pb_{ges}/kg marginal.

Die nutzungsbedingt günstigen pH-Werte der Ackerböden führen dazu, dass Pb weitgehend immobil ist. Durchschnittlich 0,005 mg Pb_{mob}/kg sind auch landesweit typisch für Schiefer-reiche bis -haltige Ackerböden (siehe Tab. 39). Sofern der pH-Wert > 5 liegt, übersteigt der Mobilgehalt allgemein nicht 0,007 mg Pb_{mob}/kg und einem Anteil am Pb_{ges}-Gehalt von 0,02 %. Bei tieferen pH-Werten steigt der Mobilgehalt auf 0,01 bis 0,06 mg Pb_{mob}/kg an. Die relative Verfügbarkeit erhöht sich dann auf 0,04 bis 0,18 %.

Alle untersuchten Ackerböden unterschreiten im Arbeitsgebiet den für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Pflanzenqualität) von 0,1 mg Pb_{mob}/kg.

Bei einem Mittelwert von 38 mg Pb_{ges}/kg bewegen sich die Pb_{ges}-Gehalte in den **Grünlandböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg in einem Bereich von 30 bis 50 mg Pb_{ges}/kg. Dieses Konzentrationsniveau ist charakteristisch für Schiefer-haltige Böden und Auenböden dieser Nutzung. Da 60 % der Böden einen pH-Wert < 5 besitzen, gilt für sie der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Pb_{ges}/kg. Die Hälfte der Grünlandböden überschreitet diesen Wert geringfügig. Der Maßnahmenwert für Grünlandböden der BBodSchV (1999) von 1.200 mg Pb_{ges}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze wird in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

Tab. 41 Blei 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	98	27	38	70	177	128
Unterboden	165	28	50	116	185	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

Die Mobilgehalte zeigen die starke Abhängigkeit vom pH-Wert und liegen erwartungsgemäß deutlich höher als in den Ackerböden. Die typische Schwankungsbreite der Mobilgehalte reicht in Grünlandböden von < 0,01 bis 0,02 mg Pb_{mob}/kg. Dies entspricht einem Anteil am Pb_{ges}-Gehalt von < 0,02 bis 0,5 %. Der Mittelwert beträgt 0,04 mg Pb_{mob}/kg.

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 Gehalt der Schiefer dürfte zwischen 0,2 und 0,3 mg Cd/kg und der der Quarzite unter 0,1 mg Cd/kg liegen.

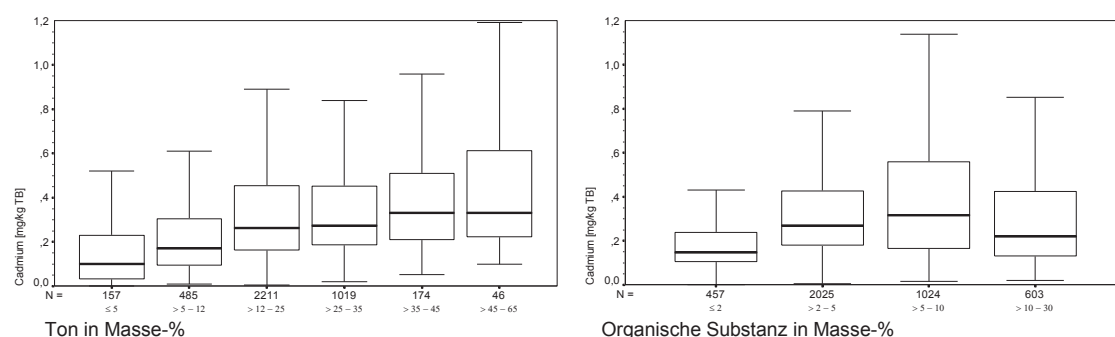


Abb. 30 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

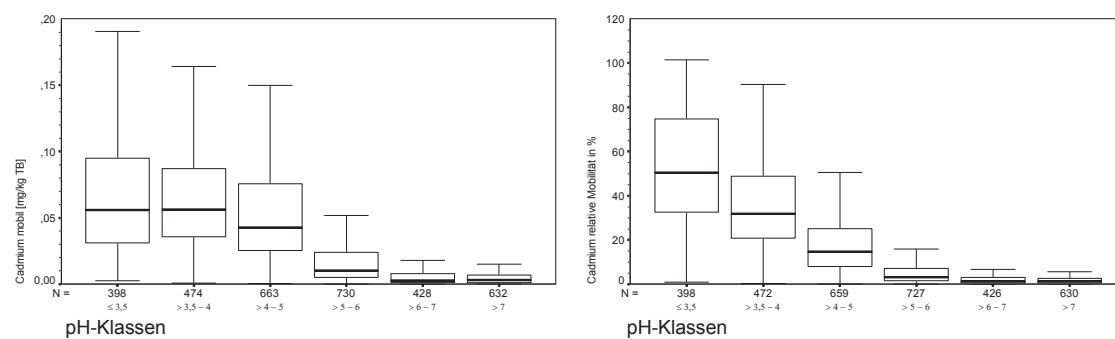


Abb. 31 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In Oberböden besteht eine mäßig ausgeprägte Beziehung zwischen Cd-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Cd_{ges}) und Tongehalt, d.h. der Cd_{ges}-Gehalt steigt mit dem Tongehalt leicht an. Zumindest bis zu einem Gehalt von 10 Gew.% organischer Substanz ist ebenfalls mit einem Anstieg des Cd_{ges}-Gehalts zu rechnen (siehe Abb. 30). Dass bei höheren Humusgehalten die Gesamtgehalte rückläufig sind, dürfte die Folge der meist niedrigen pH-Werte humusreicher Böden sein. Möglicherweise ist dann Cd so labil gebunden, dass es vertikal verlagert wird. Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch die Cd_{ges}-Gehalte leicht ansteigen. In den Waldoberböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg sollten bei Gehalten von bis zu 30 Masse-% Humus und 35 Masse-% Ton großräumig nicht mehr als 0,6 mg Cd_{ges}/kg zu finden sein.

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. 31). Anders als bei den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilität schon bei pH-Werten < 6 und der mobile Anteil am Gesamtgehalt ist ungleich höher. Unterhalb pH 4, wie es für Waldoberböden typisch ist, liegen meist 30-80% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

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

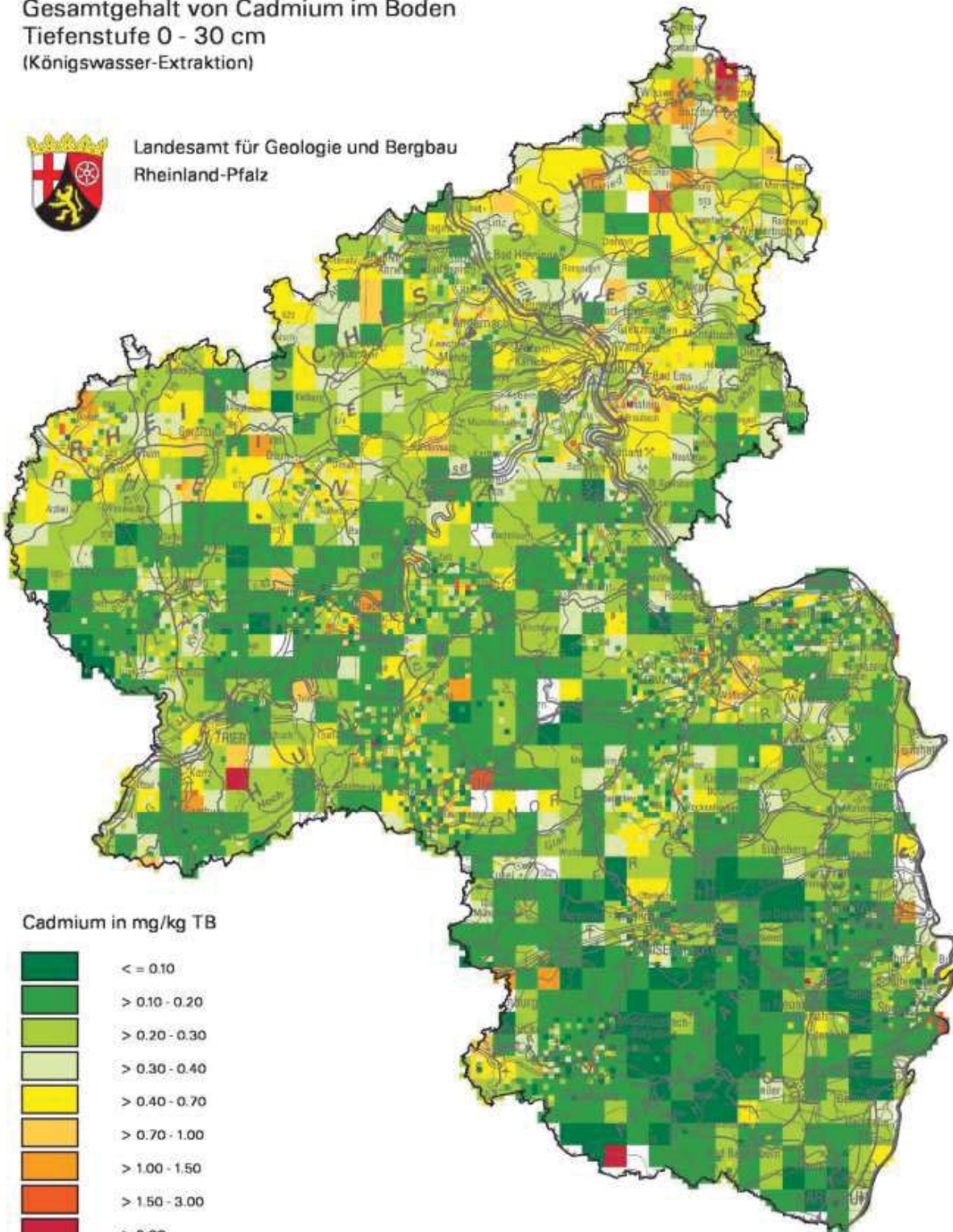
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	35	0,50	0,80	1,13	1,27	1,80
Oberboden, Wald	37	0,09	0,17	0,38	0,51	0,70
Oberboden, Grünland	11	0,50	0,60	1,04	1,45	1,68
Unterboden	62	0,04	0,07	0,11	0,17	0,22
Untergrund	47	0,02	0,03	0,06	0,09	0,11
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	35	0,015	0,040	0,098	0,150	0,182
Oberboden, Wald	35	0,028	0,042	0,068	0,090	0,126
Oberboden, Grünland	11	0,004	0,015	0,050	0,079	0,096
Unterboden	66	0,010	0,020	0,030	0,046	0,060
Untergrund	44	0,004	0,006	0,014	0,024	0,028
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	85	0,41	0,61	0,91	1,06	1,66
Oberboden, Wald	104	0,08	0,15	0,29	0,43	0,58
Oberboden, Grünland	14	0,34	0,48	0,73	0,88	0,94
Unterboden	156	0,05	0,06	0,09	0,16	0,17
Untergrund	12	0,07	0,12	0,24	0,31	0,33
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	74	0,022	0,093	0,155	0,229	0,336
Oberboden, Wald	89	0,034	0,056	0,087	0,129	0,164
Oberboden, Grünland	12	0,002	0,003	0,006	0,015	0,011
Unterboden	159	0,010	0,018	0,030	0,040	0,056
Untergrund	9	0,001	0,005	0,021	0,039	0,049
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	68	0,43	0,68	1,08	1,48	2,06
Oberboden, Wald	85	0,12	0,22	0,37	0,54	0,72
Oberboden, Grünland	42	0,35	0,54	0,77	0,88	0,99
Unterboden	138	0,05	0,08	0,13	0,17	0,23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	68	0,018	0,056	0,120	0,162	0,271
Oberboden, Wald	83	0,037	0,056	0,089	0,122	0,155
Oberboden, Grünland	41	0,003	0,010	0,025	0,034	0,055
Unterboden	143	0,010	0,018	0,030	0,046	0,060

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

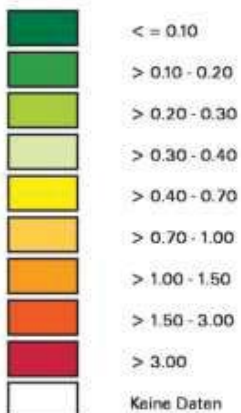
Gesamtgehalt von Cadmium im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

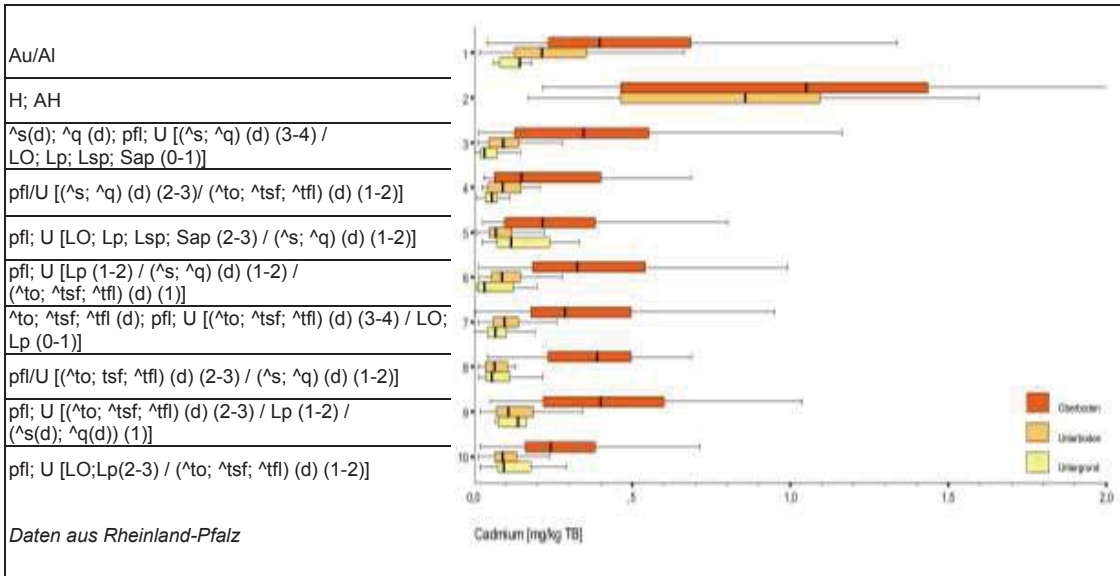


Abb. 32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)

Die räumliche Verteilung der Cd_{ges} -Gehalte im Oberboden unterscheidet sich von den meisten der hier untersuchten Spurenelemente. Es sind nicht die Schiefer-haltigen Oberböden der Hunsrückhochfläche, die höhere Mittelwerte besitzen, sondern die ansonsten Spurenelement-armen quarzitischen Böden der Hochlagen sowie jene Böden, die neben Schiefer auch Quarzite und Lösslehm enthalten. Die Unterschiede sind allerdings sehr gering. Der landesweite nutzungsunabhängige Mittelwert, welcher in der thematischen Karte dargestellt wird (siehe Kartenanlage), beträgt z.B. für die Schiefer-reichen Oberböden $0,27 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ und liegt in den Quarzit-reichen Oberböden mit $0,33 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ nur geringfügig höher. Die Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg überschreiten die substratspezifischen Mittelwerte eher selten, was anhand der vergleichsweise seltenen Darstellung der Kreisdiagramme erkennbar ist (siehe Kartenanlage). Merklich erhöhte Cd_{ges} -Gehalte treten in den Oberböden des Untersuchungsraums nur selten auf.

Die höchsten Cd_{ges} -Gehalte sind in Huminstoff-reichen Horizonten wie Moore und den Humusauflagen der Waldböden zu finden. Allen Substraten und Nutzungen ist gemein, dass in Humusauflagen und/oder im Oberboden die Cd_{ges} -Gehalte erheblich höher als in tieferen Bodenhorizonten sind. Die markante Anreicherung in oberflächennahen Horizonten führt dazu, dass substratbedingte Gehaltsunterschiede überdeckt sind. Dass Schiefer tatsächlich einen höheren lithogenen Cd-Gehalt als die Quarzite besitzen, kann wie beim Blei daher nur in den Untergrundhorizonten beobachtet werden. Landesweit enthalten die Quarzit-reichen Untergrundhorizonte im Mittel $0,03 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Die Schiefer-reichen Untergrundhorizonte weisen einen doppelt so hohen Cd_{ges} -Gehalt auf. Dies sind auch exakt die Mittelwerte, die im Untersuchungsraum festgestellt wurden (siehe unten).

Die oberflächennahe Anreicherung des Cd beruht wahrscheinlich in erster Linie in seiner Affinität zu organischen Bindungsformen und weniger durch Immissionen. Anders als beim Blei besteht in der Humusauflage kein gesicherter Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Cd_{ges} -Gehalt oder Baumbestand. Landesweit enthalten die Humusauflagen im Nadelwald bei einem Niederschlag von

über 1.000 mm/a durchschnittlich 0,64 mg Cd_{ges}/kg. Fällt weniger als 800 mm/a liegt der Mittelwert mit 0,57 mg Cd_{ges}/kg zwar etwas niedriger, aber diese Differenz ist nicht signifikant. Die Laubwald-Humusaufgaben erreichen fast identische Werte.

In den **Humusaufgaben** sind auf Blatt Morscheid-Riedenburg im Mittel 0,60 mg Cd_{ges}/kg zu finden. Das 90. Perzentil beträgt 1,51 mg Cd_{ges}/kg. Dies sind für diese Schicht landesweit typische Werte. Tendenziell enthalten die Humusaufgaben der Nadelwälder etwas mehr Cd_{ges} als die der Laubwälder. In den Laubwäldern streuen die Gesamtgehalte allerdings deutlich stärker als im Nadelwald. Annähernd alle Humusaufgaben 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, aber die deutliche Anreicherung in der Humusaufgabe ist für Waldböden charakteristisch. Die Zusammensetzung des Mineralbodens beeinflusst nicht den Cd_{ges}-Gehalt der Humusaufgabe.

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

Neben Zink ist Cadmium 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 1 bis 50 %. Der Mittelwert liegt bei 12 %, wobei es auffallende Unterschiede zwischen den Waldarten bestehen. In den Humusaufgaben unter Laubwald liegen durchschnittlich 4% des Cd_{ges} in mobilen Bindungsformen vor. Im Nadelwald liegt dieser Wert mehr als 3-mal so hoch. Die Ursache liegt allein in den überwiegend deutlich höheren pH-Werten in den Humusaufgaben der Laubwälder. Da die pH-Werte der Humusaufgaben von Misch- und Nadelwäldern im Untersuchungsraum ähnlich niedrig sind, besitzen sie ähnliche Cd_{mob}-Gehalte. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in den Humusaufgaben der Laubwälder 0,023 mg Cd_{mob}/kg (0,003 - 0,090), während er in Nadelwäldern mit 0,092 mg Cd_{mob}/kg (0,011 - 0,250) 4-mal so hoch ist. 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).

Die auf Blatt Morscheid-Riedenburg weit verbreiteten quarzitischen **Waldoberböden** enthalten bei einer typischen Schwankungsbreite von 0,03 bis 0,56 mg Cd_{ges}/kg im Mittel 0,14 mg Cd_{ges}/kg. Dies sind landesweit übliche Werte für quarzitisches Waldoberböden. Die Quarzit-reichen Waldoberböden und jene, die neben Quarzit auch Lösslehm und/oder Schiefer enthalten, unterscheiden sich in ihrem Cd_{ges}-Gehalt nicht signifikant.

Der Mittelwert liegt in den Schiefer-haltigen Waldoberböden des Untersuchungsraums bei 0,22 mg Cd_{ges}/kg und der typische Konzentrationsbereich reicht von 0,05 bis 0,9 mg Cd_{ges}/kg. Dies stimmt sehr gut mit den landesweiten Daten überein (siehe Tab. 43).

Dass die quarzitisches Waldoberböden etwas Cd_{ges}-ärmer als die Schiefer-haltigen sind, dürfte nicht allein die Folge unterschiedlicher geogener Gehalte sein, sondern steht auch mit der Mächtigkeit der Humusaufgabe in Verbindung. Die mächtigeren Nadelwald-Humusaufgaben halten offensichtlich eine größere Menge an Cd zurück, so dass tendenziell die Cd_{ges}-Gehalte in deren Oberböden geringer als im Laubwald sind. Der Laubwaldanteil ist hingegen bei den Schiefer-haltigen Waldböden deutlich höher, wodurch mehr Cd bis in den Mineralboden gelangen kann.

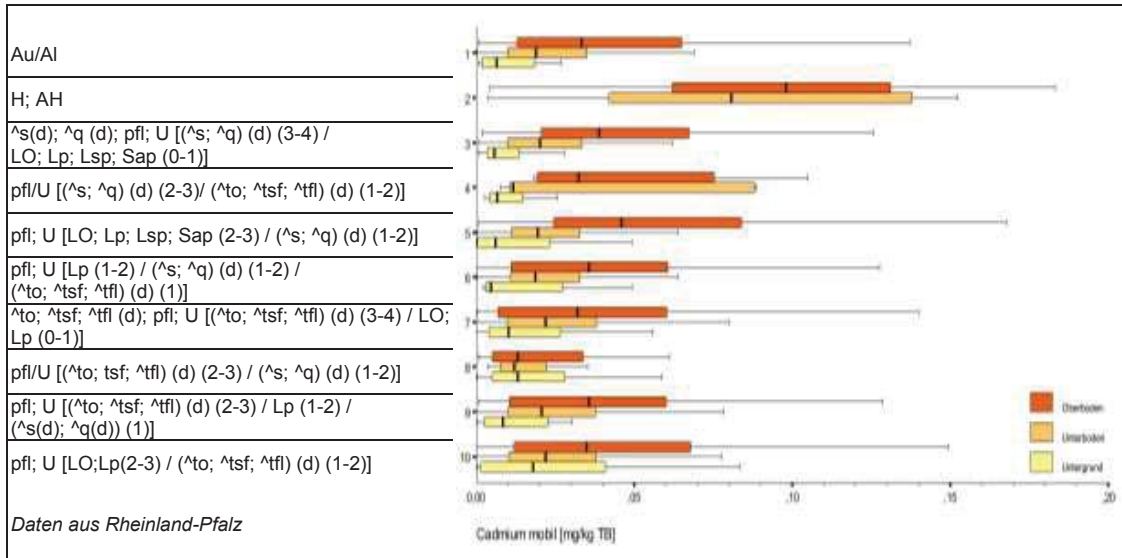


Abb. 33 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)

Beim Mobilgehalt bestehen in Waldoberböden zwischen den Substraten keine signifikanten Unterschiede. Unter Wald beträgt der Mittelwert bei den Quarzit-haltigen Oberböden 0,054 mg Cd_{mob}/kg. In den überwiegend Schiefer-reichen Oberböden liegt dieser Wert bei 0,050 mg Cd_{mob}/kg. In den Waldoberböden aller Substrate treten Werte zwischen 0,01 und 0,16 mg Cd_{mob}/kg auf. Diese Werte decken sich gut mit den landesweiten substratabhängigen Daten (siehe Tab. 42 und 43).

Der Mobilgehalt wird maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Cd_{ges}-Gehalt bestimmt. In Oberböden mit einem vergleichsweise hohen pH-Wert von > 4, liegt die mittlere Konzentration bei 0,032 mg Cd_{mob}/kg und der Anteil am Cd_{ges} bei durchschnittlich 11%. Dies sind überwiegend Laubwaldstandorte, bei denen Bodenschutzkalkungen auch noch im Oberboden eine Wirkung erzielen. Bei den extrem sauren Oberböden mit pH-Werten < 3 handelt es sich fast ausschließlich um Nadelwaldstandorte. Ihre mächtige Humusaufgabe führt zwar zu geringeren Cd_{ges}-Gehalte im Oberboden, gleichzeitig haben aber dort Bodenschutzkalkungen keinen bzw. einen nur geringen Effekt auf den pH-Wert im Oberboden. Der mittlere Mobilgehalt ist in ihnen mit 0,060 mg Cd_{mob}/kg fast doppelt und der Anteil am Cd_{ges} fast sechsmal so hoch als bei den Standorten mit einem pH-Wert > 4.

Da die pH-Werte in den Schiefer-haltigen Waldoberböden überwiegend etwas höher sind, weisen sie trotz der etwas höheren Cd_{ges}-Gehalte ähnliche Mobilgehalte und eine geringere Verfügbarkeit als die quarzitischen Waldoberböden auf.

Bei allen Substraten ist eine starke vertikale Abnahme des Cd_{ges}-Gehaltes zu beobachten. Im Mittel enthalten die quarzitischen Unterböden im Wald mit 0,07 mg Cd_{ges}/kg nur die Hälfte des Oberbodens. In den Quarzit-reichen Untergrundhorizonten geht der Cd_{ges}-Gehalt weiter auf durchschnittlich 0,03 mg Cd_{ges}/kg zurück. Dies sind landesweit gängige Werte und auch die Streuung bewegt sich im üblichen Rahmen.

Da Schiefer einen höheren geogenen Grundgehalt besitzen, liegen die Cd_{ges}-Gehalte der Schiefer-haltigen Unterböden und -grundhorizonte mit durchschnittlich 0,09 bzw. 0,06 mg Cd_{ges}/kg leicht über dem Konzentrationsniveau der quarzitischen Waldböden. Diese Werte entsprechen exakt den landesweiten Mittelwerten der Schiefer-reichen Substrate (siehe Tab. 43).

Tab. 43 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)						
^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	142	0,45	0,64	0,86	1,23	1,47
Oberboden, Wald	156	0,13	0,23	0,40	0,54	0,78
Oberboden, Acker	78	0,19	0,25	0,30	0,44	0,46
Oberboden, Grünland	66	0,26	0,48	0,61	0,76	1,04
Unterboden	207	0,06	0,09	0,13	0,19	0,23
Untergrund	194	0,04	0,06	0,09	0,13	0,17
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	119	0,019	0,044	0,098	0,171	0,216
Oberboden, Wald	151	0,040	0,055	0,080	0,118	0,134
Oberboden, Acker	77	0,002	0,004	0,009	0,017	0,019
Oberboden, Grünland	66	0,006	0,013	0,025	0,040	0,050
Unterboden	208	0,010	0,020	0,036	0,050	0,074
Untergrund	172	0,004	0,009	0,020	0,034	0,042
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (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	65	0,48	0,73	1,02	1,39	1,76
Oberboden, Wald	86	0,16	0,27	0,42	0,60	0,80
Oberboden, Grünland	63	0,43	0,54	0,73	0,83	1,04
Unterboden	109	0,07	0,10	0,16	0,23	0,30
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	63	0,013	0,026	0,069	0,108	0,143
Oberboden, Wald	84	0,039	0,055	0,075	0,093	0,128
Oberboden, Grünland	62	0,006	0,012	0,027	0,041	0,055
Unterboden	114	0,010	0,020	0,035	0,050	0,070
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	238	0,43	0,60	0,77	0,98	1,27
Oberboden, Wald	230	0,12	0,18	0,26	0,38	0,47
Oberboden, Acker	79	0,19	0,23	0,30	0,38	0,45
Oberboden, Grünland	101	0,26	0,40	0,62	0,82	1,01
Unterboden	424	0,06	0,09	0,12	0,16	0,20
Untergrund	24	0,07	0,09	0,13	0,20	0,20
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	229	0,031	0,076	0,149	0,206	0,325
Oberboden, Wald	231	0,033	0,049	0,085	0,116	0,155
Oberboden, Acker	76	0,002	0,004	0,010	0,014	0,020
Oberboden, Grünland	98	0,011	0,026	0,045	0,082	0,095
Unterboden	424	0,010	0,021	0,034	0,048	0,069
Untergrund	24	0,001	0,016	0,035	0,053	0,084

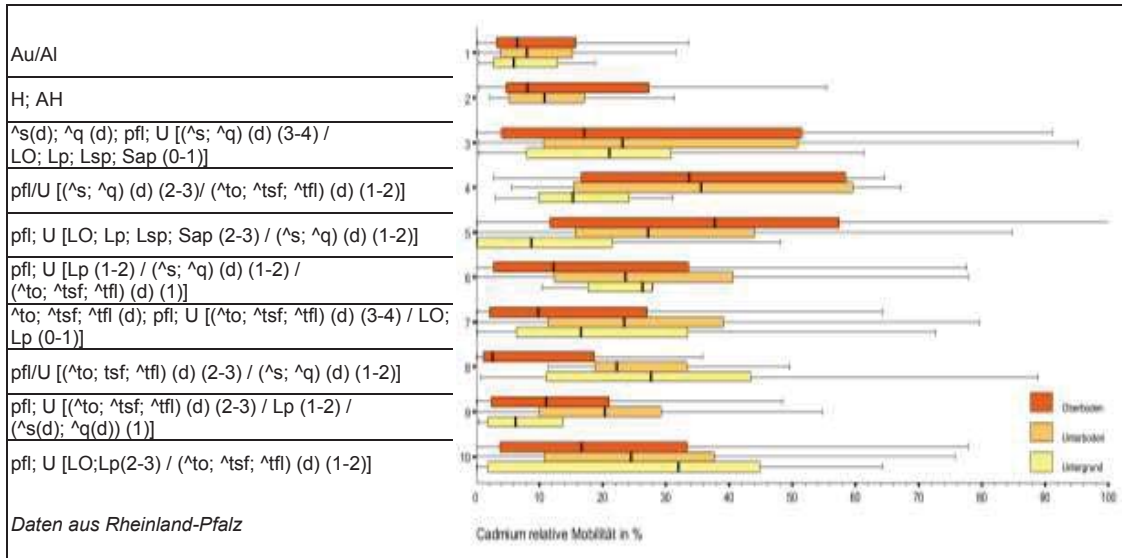


Abb. 34 Relative Mobilität von Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)

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 25% und im Untergrund etwa 14 % des Cd_{ges} mobil gebunden vor. In den quarzitären Untergrundhorizonte sind im Untersuchungsraum im Mittel 0,005 mg Cd_{mob}/kg zu finden. Die Schiefer-reichen Untergrundhorizonte enthalten durchschnittlich 0,009 mg Cd_{mob}/kg .

Die Cd_{ges} -Gehalte der **Moorböden** sind sehr variabel und reichen von 0,2 bis 3,8 mg Cd_{ges}/kg . Von den 13 im Untersuchungsraum untersuchten Mooren wurden in 8 Oberböden Gehalte > 1 mg Cd_{ges}/kg gefunden. Dies sind insbesondere Horizonte mit einer Mächtigkeit von > 40 cm. Da die Proben auch aus größeren Tiefen stammen, dürfte es sich auch um vergleichsweise alten Torf handeln. Dass gerade diese Horizonte einen hohen aber nur gering verfügbaren Cd_{ges} -Gehalt besitzen (siehe auch unten), könnte möglicherweise einen Hinweis auf eine historische Belastung sein, deren Quelle aber unbekannt ist. Da Torfe eine ähnlich geringe Dichte wie Humusaufgaben aufweisen, sind die Konzentrationen direkt vergleichbar. Dies zeigt, dass die Cd_{ges} -Gehalte in den Mooren überdurchschnittlich sind. Auch wenn die etwa 2,5-fach höhere Dichte der Waldoberböden berücksichtigt wird, ist eine merkliche Anreicherung in den Moorböden festzustellen.

Tab. 44 Cadmium in (An-)Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,40	1,01	1,38	1,74	2,21
Unterboden	13	0,43	0,86	1,13	1,34	1,60
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,048	0,096	0,123	0,140	0,183
Unterboden	12	0,038	0,066	0,121	0,149	0,152

Unter Berücksichtigung der überdurchschnittlichen Cd_{ges} -Gehalte und der niedrigen pH-Werte von 3,0 bis 4,4 sind die Mobilgehalte relativ gering. In den Moorböden sind Werte zwischen 0,07 und 0,20 mg Cd_{mob} /kg üblich und liegen damit im Konzentrationsbereich der Humusaufgaben. Gerade in den mächtigen Horizonten mit Gehalte > 2 mg Cd_{ges} /kg ist der Mobilanteil trotz niedriger pH-Werte unerwartet gering. Er liegt dort immer unter 6%. Wie beim Blei wird dies auf die starke Bindung an die organische Substanz zurückgeführt.

Mit durchschnittlich 0,20 mg Cd_{ges} /kg und einem üblichen Konzentrationsbereich von 0,15 bis 0,30 mg Cd_{ges} /kg entsprechen die **Ackerböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg den landesweiten Daten für schieferhaltige Böden dieser Nutzung. In Abhängigkeit vom Schieferanteil gelten für diese Nutzung landesweit Mittelwerte zwischen 0,20 und 0,25 mg Cd_{ges} /kg.

Da in den Ackerböden des Untersuchungsraums trotz Kalkung der pH-Wert fast ausschließlich unterhalb pH 6 liegt, gilt für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges} /kg. Von einem Ackerboden abgesehen unterschreiten sie diesen Schwellenwert mit maximal 0,29 mg Cd_{ges} /kg immer. Nur ein Standort liegt mit 0,45 mg Cd_{ges} /kg unwesentlich über dem Vorsorgewert. Daher halten die untersuchten Ackerböden auch die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 1 mg Cd_{ges} /kg bzw. 1,5 mg Cd_{ges} /kg immer ein.

Die im Vergleich zu anderen Nutzungen günstigen pH-Werte der Ackerböden führen dazu, dass mit durchschnittlich 0,004 mg Cd_{mob} /kg und einem typischen Schwankungsbereich von 0,002 bis 0,02 Cd_{mob} /kg die Mobilgehalte weit geringer als bei anderen Nutzungen sind. Diese Werte sind landesweit üblich für schieferhaltige Ackerböden.

Der mittlere Mobilgehalt entspricht fast dem vom Blei, obwohl der Cd_{ges} -Gehalt ungleich geringer ist. Typisch für dieses Schwermetall ist der sehr hohe Mobilanteil am Cd_{ges} -Gehalt. Er ist weit höher als bei den anderen untersuchten Spurenstoffen. Im Mittel sind immerhin fast 2% des Cd_{ges} nur labil gebunden. Der Mobilanteil steht in direkter Abhängigkeit vom pH-Wert. Bei pH-Werten unterhalb 5 kann der Mobilgehalt auf 10 bis 25% des Cd_{ges} -Gehaltes ansteigen. Kalkung steuert damit unmittelbar die Höhe des Cd_{mob} -Gehaltes. Liegt der pH-Wert bei < 5 , ist allein hinsichtlich der Ertragsfähigkeit der Böden eine Kalkung zu empfehlen.

Alle untersuchten Ackerböden unterschreiten im Untersuchungsraum den für diese Nutzung geltenden Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Pflanzenqualität) von 0,1 mg Cd_{mob} /kg. Bei Cd-anreichernden Gemüsesorten und Brotweizenanbau ist als Maßnahmenwert sogar nur 0,04 mg Cd_{mob} /kg anzuwenden. Lediglich in einem Ackerboden wurde eine leicht höhere Konzentration festgestellt. Über 90% der Ackerböden unterschreiten selbst den Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,025 mg Cd_{mob} /kg. Dies ist zwar eine nur in Baden-Württemberg geltende Vorschrift, dennoch kann sie mit zur Beurteilung herangezogen werden.

Die Cd_{ges} -Gehalte in den **Grünlandböden** des Untersuchungsraums liegen mit einem typischen Konzentrationsbereich von 0,18 bis 0,33 mg Cd_{ges} /kg nur wenig höher als in den Ackerböden. Für schieferhaltige Grünlandböden und carbonatfreie Auenlehme sind dies vergleichsweise niedrige Cd_{ges} -Gehalte. Sofern Horizonte unterhalb des Oberbodens untersucht wurden, war eine deutliche Abnahme des Cd_{ges} -Gehaltes zu beobachten.

Da der pH-Wert aller Grünlandböden deutlich unterhalb pH 6 liegt, gilt für sie immer der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges} /kg. Nur ein Auenboden überschreitet diesen Wert mit 0,52 mg Cd_{ges} /kg leicht. Der Maßnahmenwert für Grünlandböden der BBodSchV (1999) von 20 mg

Tab. 45 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	175	0,12	0,19	0,30	0,41	0,56
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

Cd_{ges}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze wird in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

Die gegenüber Ackerböden etwas niedrigeren pH-Werte genügen, dass der mittlere Cd_{mob}-Gehalt mit 0,030 Cd_{mob}/kg fast 10-mal so hoch ist. Der mittlere Anteil am Gesamtgehalt beträgt 14% gegenüber 2% in Ackerböden. Im Vergleich mit Schiefer-haltigen Grünlandböden aus anderen Landesteilen handelt es sich um leicht bis mäßig überdurchschnittliche Cd_{mob}-Gehalte. Eine leichte Erhöhung des pH-Wertes würde zur merklichen Minderung des Cd_{mob}-Gehaltes führen. Trotz der mit der Tiefe deutlich sinkenden Cd_{ges}-Gehalte nimmt hingegen der Mobilgehalt dort gegenüber dem Oberboden kaum ab.

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 der Hälfte der untersuchten Grünlandoberböden überschritten. Dies tritt ein, wenn der pH-Wert deutlich unter 5 sinkt. Für diese Standorte wäre eine Kalkung empfehlenswert.

4.2.4. Chrom

Schiefer und Tonsteine sind Sedimentgesteine mit einem relativ hohen natürlichen Chrom-(Cr)-Gehalt von 60 bis 120 mg/kg. Sandsteine und Quarzite sind mit typischen lithogenen Gehalten von 20 bis 40 mg/kg hingegen vergleichsweise Cr-arm. (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die Schiefer-haltigen Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg besitzen entsprechend höhere Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; Cr_{ges}) als die quarzitischen Böden. Mit maximal 61 mg

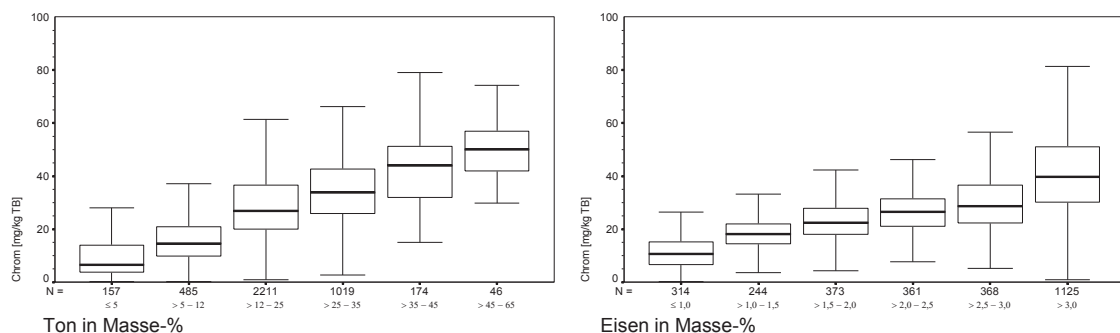


Abb. 35 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisenhaltungsklassen

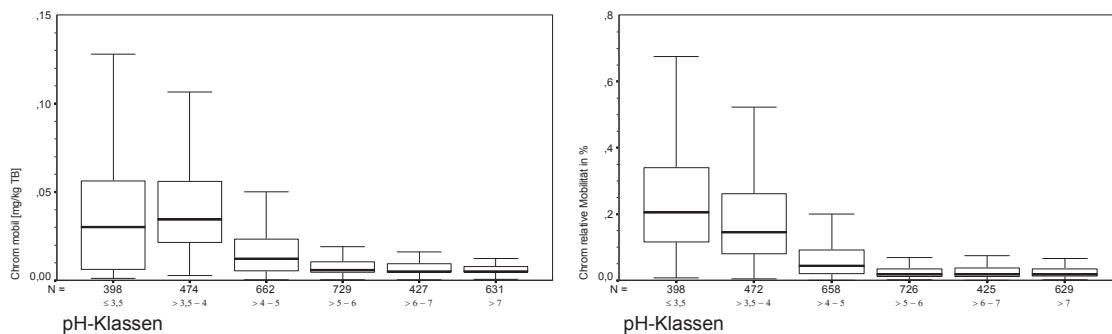


Abb. 36 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Cr_{ges} /kg unterschreiten die Böden aber die in der Literatur beschriebenen Gehalte der Ausgangsgesteine. Dies hat im Wesentlichen analytische Gründe. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Königswassermethode werden gerade silikatische Bindungsformen nicht vollständig erfasst, was insbesondere beim Cr zu geringeren Befunden führt.

Wie beim Nickel korreliert der Cr_{ges} -Gehalt eng mit dem Eisen- und Tongehalt des Substrats. Da die Schiefer-haltigen Böden im Untersuchungsraum bis zu 5,4 Masse-% Eisen und 35 Masse-% Ton enthalten, sind dort natürliche Gehalte von 60 bis 80 mg Cr_{ges} /kg (siehe Abb. 35) vorstellbar.

Im Vergleich zu anderen Schwermetallen ist nur ein geringer Anteil des Cr_{ges} mit NH_4NO_3 extrahierbar (Cr_{mob}). Es gilt daher als relativ immobil. Wie bei den meisten Elementen steigt der absolute Mobilgehalt als auch der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Verfügbarkeit) mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch nimmt der absolute Mobilgehalt bei pH-Werten von $< 3,5$ wieder ab, während die relative Verfügbarkeit weiter leicht ansteigt. 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%.

Die thematische Karte der substratspezifischen Cr-Gehalte (siehe Kartenanlage) zeichnet deutlich die räumliche Verteilung der Substrate nach. Die Gehaltsklasse 30 bis 40 mg Cr_{ges} /kg deckt sich mit dem Verbreitungsgebiet der Schiefer-haltigen Substrate. Auffallend ist, dass die Cr_{ges} -Gehalte der Böden im Untersuchungsraum meist in der nächst höheren Gehaltsklasse liegen. Dies bedeutet, dass ihr Cr_{ges} -Gehalt überwiegend über dem landesweiten Mittelwert des Substrates liegt. In den Kammlagen des Hunsrücks, dem Verbreitungsgebiet der quarzitären Böden überwiegt flächenhaft die Gehaltsklasse 10 bis 20 mg Cr_{ges} /kg. Hier werden die landesweiten Durchschnittsgehalte nur selten und geringfügig überschritten. Die Mischsubstrate, die sowohl Schiefer, Quarzit und/oder Lösslehm enthalten, nehmen eine Zwischenstellung ein.

Im Mittel enthalten die **Humusauflagen** der **Waldböden** im Untersuchungsraum fast 70% weniger Cr_{ges} als der folgende Oberbodenhorizont. Die im Vergleich zum Oberboden geringen Gehalte sind im Nadelwald wie im Laubwald zu beobachten. Bei einem Mittelwert von 15 mg Cr_{ges} /kg wurden auf Blatt Morscheid-Riedenburg ein typischer Wertebereich von 2 bis 34 mg Cr_{ges} /kg festgestellt. Der Baumbel-

stand beeinflusst den Cr_{ges} -Gehalt in den Humusaufgaben nicht erkennbar. Sowohl im Mittelwert als auch in der Streuung unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte kaum.

Nur an 2 Standorten wurden erhöhte Gehalte von bis zu 69 mg Cr_{ges} /kg gemessen, wobei weder ein räumlicher Zusammenhang besteht, noch die Mineralböden erhöhte Gehalte besitzen. Die Ursache für die erhöhten Gehalte ist daher unklar und für Humusaufgaben untypisch.

Tab. 46 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

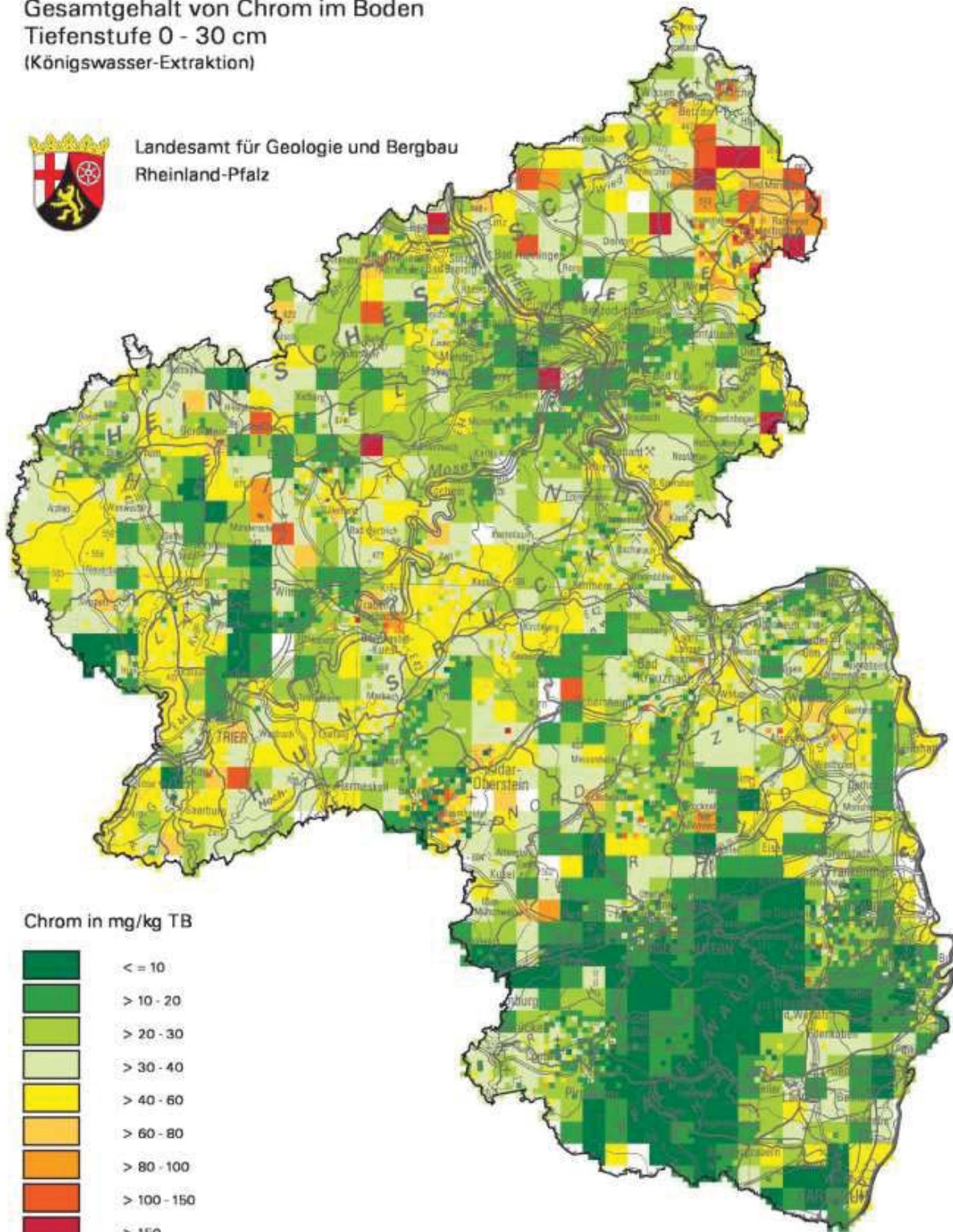
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	36	5	11	17	22	24
Oberboden, Wald	38	11	16	20	23	28
Oberboden, Grünland	11	23	31	35	37	37
Unterboden	68	17	21	25	31	37
Untergrund	48	15	21	28	36	46
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	34	0,013	0,017	0,022	0,026	0,034
Oberboden, Wald	37	0,017	0,024	0,038	0,049	0,053
Oberboden, Grünland	11	0,004	0,013	0,016	0,021	0,024
Unterboden	69	0,016	0,025	0,037	0,055	0,069
Untergrund	39	0,004	0,014	0,020	0,029	0,035
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	90	10	15	19	25	32
Oberboden, Wald	106	16	20	25	29	35
Oberboden, Grünland	14	23	28	37	42	45
Unterboden	168	20	25	31	36	47
Untergrund	12	24	28	35	44	49
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	68	0,020	0,028	0,043	0,069	0,076
Oberboden, Wald	89	0,026	0,044	0,061	0,088	0,111
Oberboden, Grünland	14	0,003	0,006	0,013	0,021	0,022
Unterboden	165	0,014	0,027	0,047	0,073	0,093
Untergrund	10	0,009	0,017	0,049	0,086	0,097
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	72	8	13	18	23	32
Oberboden, Wald	84	18	22	25	30	35
Oberboden, Grünland	42	25	29	33	37	41
Unterboden	150	21	25	30	35	43
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	66	0,017	0,025	0,034	0,045	0,060
Oberboden, Wald	84	0,020	0,031	0,048	0,063	0,088
Oberboden, Grünland	40	0,004	0,008	0,015	0,021	0,026
Unterboden	146	0,009	0,017	0,032	0,046	0,062

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

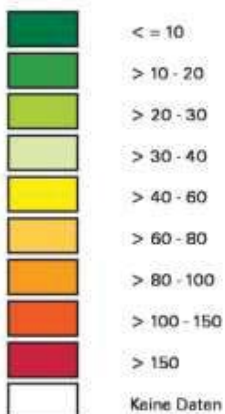
Gesamtgehalt von Chrom im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

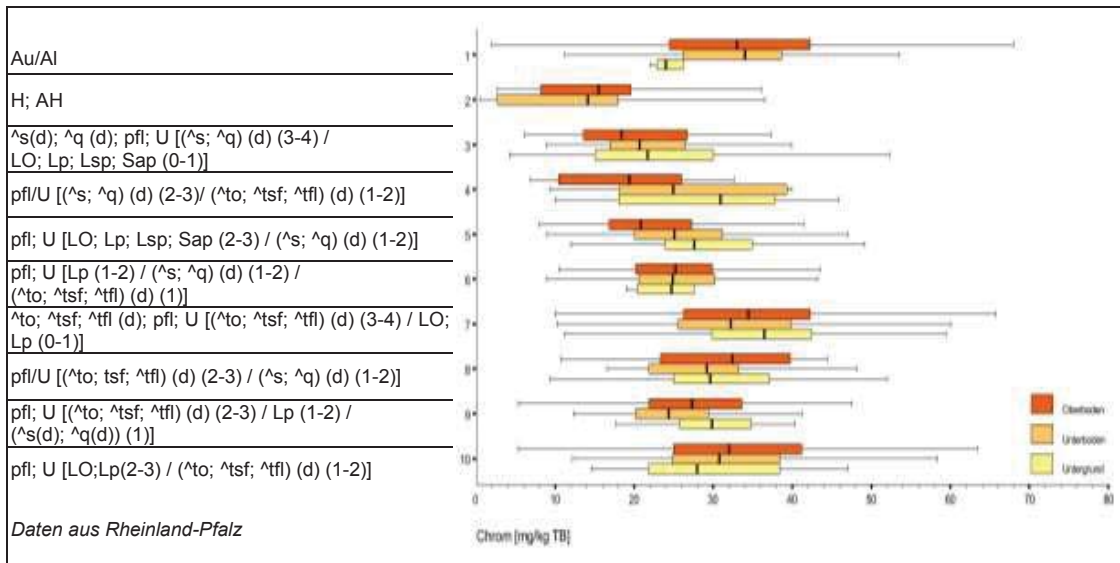


Abb. 37 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)

Der Mobilanteil am Cr_{ges} -Gehalt ist in organischen Auflagen mit durchschnittlich 0,23% fast so niedrig wie beim Quecksilber. Der Durchschnittswert für den absoluten Mobilgehalt beträgt im Untersuchungsraum in dieser organischen Schicht 0,027 mg Cr_{mob}/kg (0,02 - 0,07 mg Cr_{mob}/kg). Anders als bei den meisten hier untersuchten Stoffen scheint der pH-Wert einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den Cr_{mob} -Gehalt zu nehmen. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldarten sind trotz sehr unterschiedlicher pH-Werte ausgesprochen gering.

Obwohl in den Humusaufgaben der pH-Wert durch die Bodenschutzkalkung meist deutlich höher als im folgenden Mineralbodenhorizont ist und zudem der Cr_{ges} -Gehalt in der Mehrheit geringer ist, ist der Cr_{mob} -Gehalt in den organischen Auflagen in einem Drittel der Fälle sogar höher als im folgenden Mineralboden. Damit ist auch die relative Mobilität in der Humusaufgabe meist höher als im folgenden Oberboden. Die schwächere Bindung ist typisch für Humusaufgaben und wurde auch in anderen Landesteilen und Substraten beobachtet. Die labilere Bindung wird wie beim Arsen auf das Fehlen mineralischer Bindungsplätze und der geringen Affinität auf organische Bindungsformen zurückgeführt. Dennoch ist Cr im Vergleich zu den anderen untersuchten Spurenmetallen auch in der organischen Auflage sehr immobil.

Der Cr_{ges} -Gehalt der Mineralböden ist entscheidend vom Substrat abhängig. Das typische bodenbildende Substrat der Kammlagen von Hoch- und Idarwald besteht weitgehend aus quarzitischen Verwitterungsbildungen. Mit einem Mittelwert von 19 mg Cr_{ges}/kg und einem typischen Konzentrationsbereich von 6 bis 25 mg Cr_{ges}/kg sind es die Cr_{ges} -ärmsten **Waldoberböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg. Randlich der Kammlagen treten ungleich häufiger quarzitisches Böden mit mittleren bis hohem Lösslehmanteil auf. Mit durchschnittlich 21 mg Cr_{ges}/kg im Oberboden unterscheiden sie sich aber kaum von den Lösslehm-armen bis -freien Waldböden. Erst wenn dem Substrat zusätzlich auch Schiefer eingemischt ist, steigt die mittlere Konzentration mit 25 mg Cr_{ges}/kg etwas deutlicher an. In Abhängigkeit von Schieferanteil liegt der Normalbereich zwischen 15 und 50 mg Cr_{ges}/kg . Der Vergleich mit den Werten in Tab. 46 zeigt, dass es sich um landesweit übliche Konzentrationen für Waldoberböden aus quarzitischen Substraten handelt.

Tendenziell enthalten extrem saure Waldoberböden mit pH-Werten < 3 etwas weniger Cr_{ges} als jene mit günstigerer Bodenreaktion. Es wird vermutet, dass in extrem sauren Böden Cr in tiefere Horizonte vertikal verlagert wird.

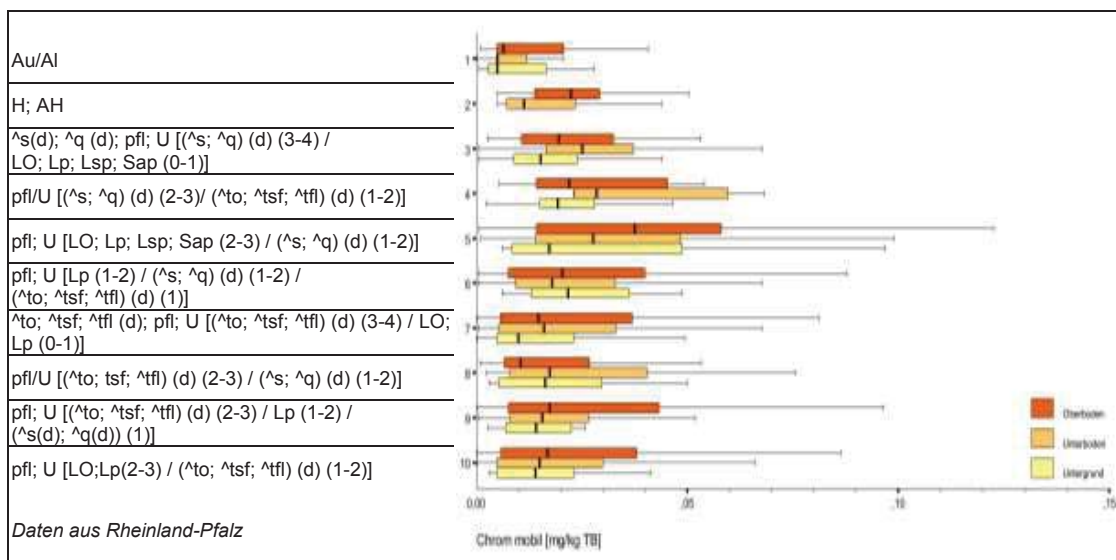


Abb. 38 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)

In den Schiefer-reichen Waldoberböden liegt der Durchschnittswert mit 31 mg Cr_{ges} /kg um ein Drittel höher als in den Quarzit-reichen Waldoberböden. Die Werte schwanken deutlich und reichen wie in den Schiefer-haltigen Quarzitböden von 15 bis fast 50 mg Cr_{ges} /kg. Die Cr_{ges} -Gehalte dieser Waldoberböden liegen im landesweit normalen Bereich (siehe Tab. 47).

Sowohl bei den quarzitischen als auch Schiefer-haltigen Waldoberböden beeinflusst der Baumbestand nicht den Cr_{ges} -Gehalt.

Anders als in der Humusaufgabe wird im Waldoberboden die Höhe des Mobilgehalts maßgeblich vom pH-Wert bestimmt. Trotz unterschiedlicher Cr_{ges} -Gehalte unterscheiden sich im Untersuchungsraum die Mittelwerte der quarzitischen und Schiefer-haltigen Waldoberböden mit 0,040 und 0,045 mg Cr_{mob} /kg praktisch nicht. Diese Werte sind leicht überdurchschnittlich (siehe Tab. 46 und 47). In Waldoberböden mit vergleichsweise hohen pH-Werten von > 4 liegt der mittlere Mobilgehalt bei 0,018 mg Cr_{mob} /kg, was einem Anteil am Cr_{ges} von unter 0,1 % entspricht. Es sind überwiegend Laubwaldstandorte. Bei pH-Werten zwischen 4 und 3 beträgt der mittlere Mobilgehalt 0,045 mg Cr_{mob} /kg und die relative Verfügbarkeit liegt bei 0,2%. Der absolute Mobilgehalt steigt aber in extrem sauren Oberböden mit pH-Werten < 3 , bei denen es sich fast ausschließlich um quarzitisches Nadelwaldstandorte handelt, nicht weiter an. Da in diesen extrem sauren Horizonten allerdings der Cr_{ges} -Gehalt etwas geringer ist (siehe oben), steigt der Anteil am Cr_{ges} weiter auf durchschnittlich 0,3% an. Dass der absolute Mobilgehalt in sehr sauren Böden mit sinkendem pH-Wert im Gegensatz zur relativen Verfügbarkeit nicht weiter ansteigt, ist häufig zu beobachten (siehe auch Abb. 36).

In Quarzit-reichen Waldböden verändern sich die Cr_{ges} -Gehalte mit der zunehmenden Tiefe praktisch nicht. Mit durchschnittlich 18 mg Cr_{ges} /kg und einem Konzentrationsbereich von 10 bis 30 mg Cr_{ges} /kg weisen Unterböden und Untergrundhorizonte im Untersuchungsraum fast die gleichen Werte wie ihre Oberböden auf.

Im Mittelwert und der Streuung unterscheiden sich auch die Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden nur wenig von ihren Oberböden. Tendenziell steigt der Cr_{ges} -Gehalt mit der Tiefe geringfügig an.

Tab. 47 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)]						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	146	8	13	20	25	38
Oberboden, Wald	164	21	28	35	43	54
Oberboden, Acker	80	34	40	45	51	60
Oberboden, Grünland	62	30	36	39	42	50
Unterboden	221	25	32	39	45	56
Untergrund	203	29	36	42	48	59
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	111	0,011	0,018	0,037	0,062	0,073
Oberboden, Wald	145	0,022	0,034	0,049	0,061	0,088
Oberboden, Acker	83	<0,002	0,003	0,007	0,010	0,022
Oberboden, Grünland	68	0,005	0,009	0,015	0,021	0,027
Unterboden	214	0,005	0,016	0,031	0,047	0,068
Untergrund	182	<0,002	0,008	0,020	0,035	0,049
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	66	7	10	16	21	24
Oberboden, Wald	88	19	23	28	32	40
Oberboden, Grünland	63	27	31	38	40	42
Unterboden	115	20	24	29	33	41
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	62	0,013	0,016	0,023	0,035	0,038
Oberboden, Wald	86	0,023	0,038	0,049	0,065	0,088
Oberboden, Grünland	59	0,005	0,008	0,014	0,017	0,026
Unterboden	113	0,008	0,015	0,024	0,040	0,048
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	245	9	14	20	24	34
Oberboden, Wald	247	22	28	35	46	55
Oberboden, Acker	85	31	38	47	54	63
Oberboden, Grünland	98	29	34	41	48	54
Unterboden	452	25	30	38	46	57
Untergrund	23	19	27	36	42	47
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	203	0,023	0,043	0,105	0,214	0,222
Oberboden, Wald	220	0,019	0,032	0,046	0,066	0,088
Oberboden, Acker	84	<0,002	0,003	0,006	0,010	0,037
Oberboden, Grünland	93	0,005	0,010	0,015	0,020	0,030
Unterboden	429	0,004	0,014	0,028	0,044	0,063
Untergrund	23	<0,002	0,012	0,020	0,024	0,083

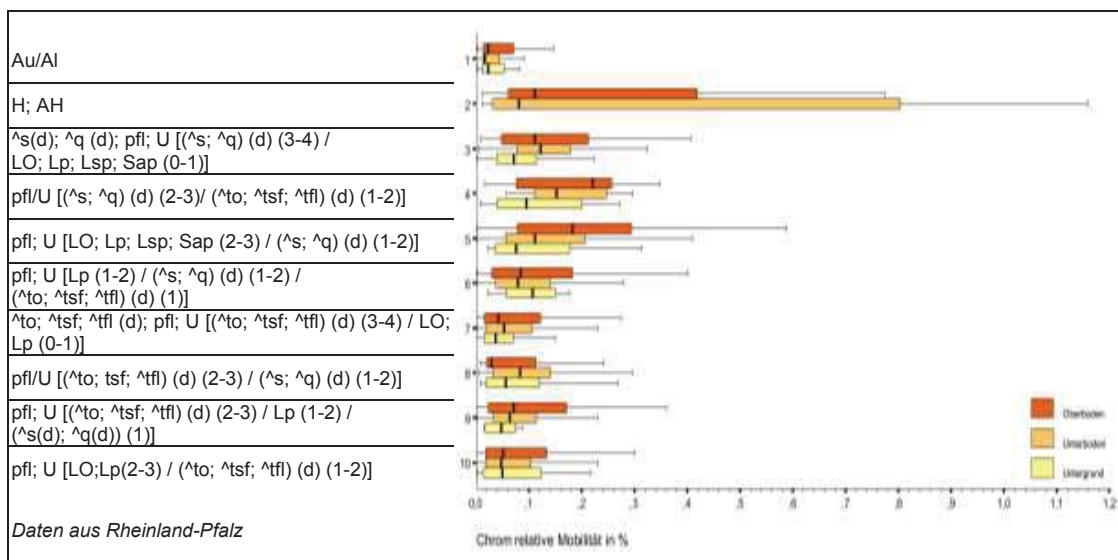


Abb. 39 Relative Mobilität von Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)

Gleiches gilt für die quarzitischen Unterböden, die zusätzlich in geringen Mengen auch Schiefer enthalten.

Im Verbreitungsgebiet der Schiefer enthalten die Unterböden mit 33 mg Cr_{ges} /kg ebenfalls nur unwesentlich mehr Cr_{ges} als ihre Oberböden. Erst in den tiefliegenden Horizonten des Untergrunds steigt der Cr_{ges} -Gehalt mit durchschnittlich 44 mg Cr_{ges} /kg stärker an. Dort bewegen sich die Gehalte typisch in einem Bereich von 35 bis 55 mg Cr_{ges} /kg. Dies deckt sich fast mit den Schiefer-reichen Ackerböden im Untersuchungsraum (siehe unten). Die devonischen Schiefer scheinen im Untersuchungsraum einen leicht überdurchschnittlichen geogenen Cr_{ges} -Gehalt zu besitzen.

In Waldböden sinkt der Mobilgehalt mit der Tiefe durch den leichten Anstieg des pH-Wertes ab. Signifikante Unterschiede zwischen quarzitischen und Schiefer-haltigen Unterböden bzw. Untergrundhorizonte bestehen nicht. Sie besitzen fast identische Mittelwerte um 0,025 mg Cr_{mob} /kg. Dies entspricht einem mittleren Anteil am Cr_{ges} von 0,12% in quarzitischen und 0,08% in Schiefer-haltigen Unterböden.

Obwohl der pH-Wert insbesondere in den Schiefer-reichen Untergrundhorizonten nicht oder nur kaum ansteigt, sinken mit der Tiefe die Mobilgehalte in allen Substraten noch weiter ab. Zwar unterscheiden sich die Cr_{ges} -Gehalte gerade in den Untergrundhorizonten Substrat-bedingt deutlich, dennoch besitzen die quarzitischen und Schiefer-reichen Untergrundhorizonte im Untersuchungsraum mit 0,014 mg Cr_{mob} /kg den gleichen mittleren Mobilgehalt. Dies entspricht einem durchschnittlichen Anteil am Cr_{ges} von 0,06 % bzw. 0,03 %.

Die Cr_{ges} -Gehalte der **Moore** reichen im Oberboden des Untersuchungsraums von 3 bis 20 mg Cr_{ges} /kg. Sie entsprechen damit in etwa den Konzentrationen in den Humusaufgaben der Waldböden. Die vertikale Cr-Verteilung innerhalb eines Standorts scheint überwiegend gleichmäßig zu sein. Mit zunehmender Tiefe ist weder eine starke Zu- noch Abnahme zu beobachten. Gerade unter Berücksichtigung der geringen Dichte enthalten Moore nur wenig Cr_{ges} .

Tab. 48 Chrom in (An-)Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	7	15	17	27	20
Unterboden	13	3	14	21	37	42
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,009	0,018	0,025	0,030	0,030
Unterboden	13	<0,002	0,011	0,025	0,114	0,392

Im Mittel liegt der Mobilgehalt in den Moorhorizonte des Untersuchungsraums bei 0,024 mg Cr_{mob}/kg (0,009 - 0,06 mg Cr_{mob}/kg). Erstaunlich ist, dass die Torfe mit dem geringsten Cr_{ges}-Gehalt die höchsten Mobilgehalte besitzen. Daher schwankt der Mobilanteil am Cr_{ges}-Gehalt mit Werten zwischen 0,1 bis 0,8% recht stark. Wie bei den Humusaufgaben scheint der pH-Wert einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den Cr_{mob}-Gehalt zu nehmen.

Die Cr_{ges}-Gehalte der **Ackerböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg sind typisch für Substrate, die Schiefer des Devon enthalten. Bei einem Durchschnittswert von 42 mg Cr_{ges}/kg bewegen sie sich im geogen üblichen Konzentrationsbereich von 28 bis fast 50 mg Cr_{ges}/kg. Ausreißer wurden nicht beobachtet.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Cr_{ges}/kg wird in keinem der auf Blatt Morscheid-Riedenburg untersuchten Ackeroberböden erreicht. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfklärV (1992) von 100 mg Cr_{ges}/kg immer um mindestens die Hälfte unterschritten.

Trotz der gegenüber anderen Landesteilen verhältnismäßig sauren Ackerböden sind die Mobilgehalte elementtypisch gering. Der Durchschnittswert beträgt 0,007 mg Cr_{mob}/kg, was etwa 0,02% des Cr_{ges}-Gehaltes entspricht. In keinem der untersuchten Ackerböden wurden mehr als 0,012 mg Cr_{mob}/kg gefunden.

Die Situation in den **Grünlandoberböden** ist der in den Ackerböden ähnlich. Der Mittelwert liegt mit 38 mg Cr_{ges}/kg etwas niedriger, wobei die Werte allerdings mit 24 bis 61 mg Cr_{ges}/kg stärker streuen. Dieses Konzentrationsniveau ist landesweit charakteristisch für die als Grünland genutzten Schieferhaltigen Böden und lehmigen Auenböden. Die vertikale Verteilung ist in diesen Böden uneinheitlich. Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts wurde in diesen Böden sowohl einen leichter Anstieg als auch sinkende Cr_{ges}-Gehalte beobachtet.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Cr_{ges}/kg wird allgemein unterschritten. In Schieferreichen Substraten treten auch (natürliche) Konzentrationen um den Vorsorgewert auf.

In den Grünlandoberböden des Untersuchungsraums bewegen sich die Mobilgehalte typisch in einem Bereich zwischen < 0,01 bis 0,03 mg Cr_{mob}/kg. Im Vergleich mit Schieferhaltigen Böden und lehmigen Auenböden aus anderen Landesteilen sind sie überdurchschnittlich, bewegen sich aber noch im Normalbereich. Dies verursachen die selbst für diese Nutzung vergleichsweise geringen pH-Werte. Dennoch sind elementtypisch durchschnittlich nur 0,05% des Cr_{ges}-Gehaltes labil gebunden.

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.

Tab. 49 Chrom 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	112	23	34	42	48	67
Unterboden	193	26	34	38	42	54
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)			Angaben in mg/kg			
Oberboden, Grünland	110	<0,002	0,007	0,017	0,055	0,302
Unterboden	174	<0,002	0,004	0,012	0,028	0,063

4.2.5. Kupfer

Quarzite und Sandsteine zählen mit typischen Kupfer- (Cu-) Gesamtgehalten von 5 bis 30 mg/kg zu den Sedimentgesteinen mit eher geringem lithogenen Kupfer- (Cu-) Gehalt. Die mittlere Cu-Konzentration der Erdkruste liegt hingegen bei 50 mg/kg (EMSLEY 1994). Schiefer und Tonsteine sind relativ Cu-reiche Sedimentgesteine, die in der Regel 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 allgemein, dass beim Anstieg dieser Parameter auch mit höheren Gesamtgehalten (Königswasser-extrahierbar; Cu_{ges}) zu rechnen ist (siehe Abb. 40). Da die Schiefer-haltigen Böden im Untersuchungsraum mehr Eisen und Ton enthalten als die quarzischen Böden, liegt ihr geogener Cu_{ges}-Gehalt höher. Der Cu_{ges}-Gehalt bewegt sich in den Schieferreichen Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg in einem typischen Bereich von 10 bis 40 mg Cu_{ges}/kg. Dass auch die Cu-reicheren Böden die oben aufgeführten Gehalte der Ausgangsgesteine nicht erreichen, hat im Wesentlichen analytische Gründe. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Königswassermethode werden gerade silikatische Bindungsformen nicht vollständig erfasst, was wie beim Chrom auch bei diesem Schwermetall zu geringeren Befunden führt.

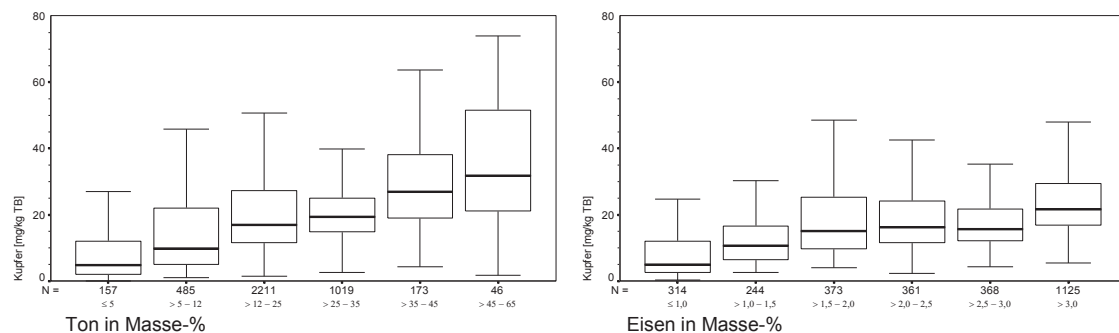


Abb. 40 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

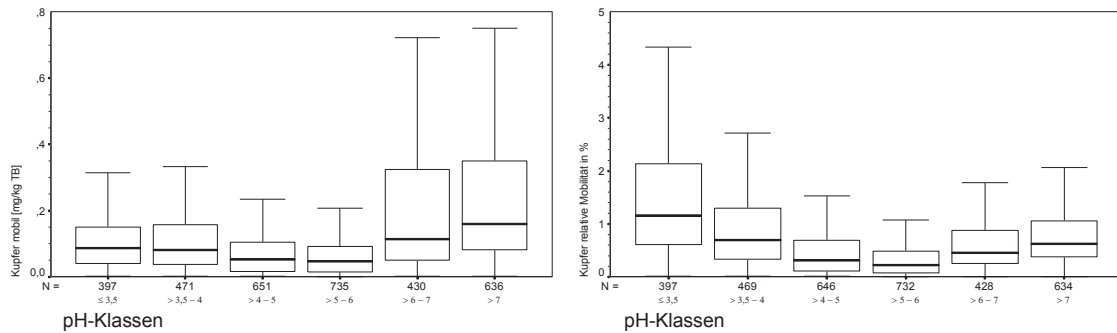


Abb. 41 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

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. 41). 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 saureren Böden steigt die relative Mobilität an. Dieses amphotere Verhalten wird auch in der Literatur beschrieben (z.B. HORNBERG 1991, PRÜß 1994, HAUENSTEIN & BOR 1996).

Die Böden im Verbreitungsgebiet der Schiefer und Quarzite unterscheiden sich deutlich in ihrem Cu_{ges} -Gehalt. Nutzungsunabhängig liegt der durchschnittliche Gehalt in den quarzitischen Oberböden der Hunsrück-Hochlagen bei 8 mg Cu_{ges} /kg, während die Schiefer-haltigen Oberböden auf der Hunsrück-hochfläche mit 19 mg Cu_{ges} /kg etwa das Doppelte enthalten. Diese räumliche Verteilung ist gut in der thematischen Karte der Cu-Gehalte zu erkennen (siehe Kartenanlage), ohne dass sie so prägnant wie bei den Elementen Chrom, Nickel oder Zink ist. Tendenziell liegen die Cu_{ges} -Gehalte in den Schieferböden leicht über dem Landesdurchschnitt.

Typisch für eher Cu-arme Substrate ist, dass der Cu_{ges} -Gehalt in den **Humusauflagen** der **Waldböden** höher als im Oberboden ist. Dies trifft im Untersuchungsraum auf etwa 80% der untersuchten Waldböden zu. Im Mittel enthalten die Humusauflagen des Untersuchungsraums 15 mg Cu_{ges} /kg und somit etwa 40% mehr Cu_{ges} als der folgende Oberbodenhorizont. Die Gehalte bewegen sich üblicherweise zwischen 9 und 30 mg Cu_{ges} /kg. Anormale Gehalte wurden nicht gefunden. Anders als beim Blei, das ebenfalls in der Humusaufgabe angereichert ist, hat der Baumbestand keinen erkennbaren Einfluss auf die Cu_{ges} -Gehalte der Humusaufgabe und des Oberbodens. Die Gehaltsunterschiede bei Laub-, Misch- oder Nadelwald sind nicht signifikant. Einzig der Konzentrationsunterschied zwischen Humusaufgabe und Oberboden ist im Nadelwald ausgeprägter als im Laubwald.

Die im Untersuchungsraum festgestellten Cu_{ges} -Gehalte der Humusauflagen sind für das Rheinische Schiefergebirge mit seinen Böden aus devonischen Gesteinen typisch (siehe Tab. 50 und 51).

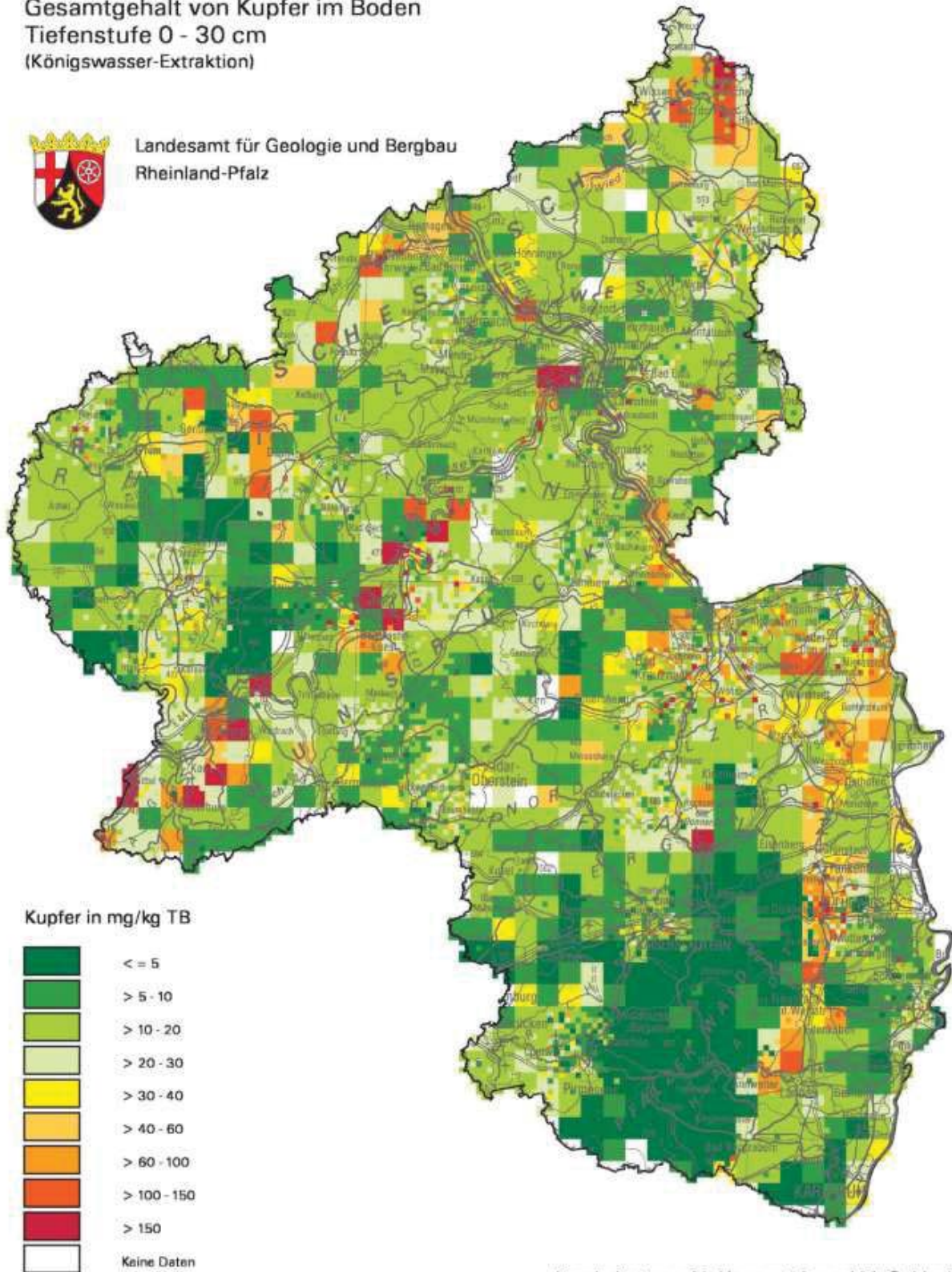
In der Regel ist nicht nur der höchste Cu_{ges} -Gehalt, sondern auch der höchste Cu_{mob} -Gehalt in Waldböden in ihren organischen Auflagen zu finden. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in den Humusauflagen des Untersuchungsraums 0,26 mg Cu_{mob} /kg, was fast 2% des Cu_{ges} -Gehaltes entspricht. Die Mobilgehalte sind sehr uneinheitlich und reichen sowohl im Laub- wie im Nadelwald von 0,03 bis 1,6 mg

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

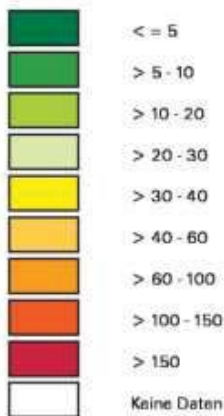
Gesamtgehalt von Kupfer im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

Tab. 50 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) $\wedge_s(d)$; $\wedge_q(d)$; pfl; U [\wedge_s ; \wedge_q] (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	35	10	13	16	19	20
Oberboden, Wald	37	5	8	12	14	17
Oberboden, Grünland	11	12	13	17	18	19
Unterboden	69	5	7	13	19	24
Untergrund	49	4	8	13	18	23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	33	0,06	0,12	0,20	0,32	0,32
Oberboden, Wald	34	0,03	0,07	0,10	0,15	0,20
Oberboden, Grünland	9	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,17
Unterboden	62	0,01	0,03	0,06	0,12	0,12
Untergrund	44	<0,01	0,04	0,10	0,18	0,84
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>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	88	13	15	19	23	29
Oberboden, Wald	106	5	8	11	14	18
Oberboden, Grünland	14	12	15	19	27	28
Unterboden	166	4	7	11	15	21
Untergrund	11	9	18	20	23	24
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	70	0,08	0,22	0,36	0,40	0,73
Oberboden, Wald	86	0,03	0,05	0,10	0,20	0,20
Oberboden, Grünland	14	<0,01	0,03	0,09	0,15	0,38
Unterboden	155	0,01	0,04	0,09	0,19	0,22
Untergrund	10	<0,01	0,06	0,11	0,22	0,24
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (\wedge_s ; \wedge_q) (d) (1-2) / (\wedge_{to} ; \wedge_{tsf} ; \wedge_{tfl}) (d) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	69	11	13	17	19	24
Oberboden, Wald	88	7	10	13	16	21
Oberboden, Grünland	39	13	15	19	21	25
Unterboden	148	7	10	13	17	20
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	64	0,10	0,22	0,37	0,54	0,75
Oberboden, Wald	77	0,03	0,06	0,09	0,20	0,16
Oberboden, Grünland	40	0,01	0,03	0,11	0,17	0,21
Unterboden	137	0,01	0,03	0,08	0,16	0,19

Cu_{mob}/kg. Dies sind 0,1 bis 11% des Cu_{ges}-Gehaltes. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Höhe des Cu_{mob}-Gehaltes ist anders als im Mineralboden in der Humusauflage nicht zu erkennen. Mäßig saure wie extrem saure Humusaufgaben besitzen den gleichen Mittelwert und die Werte streuen ebenfalls in einem ähnlichen Bereich. Daher scheinen Bodenschutzkalkungen den Mobilgehalt nicht unmittelbar zu beeinflussen.

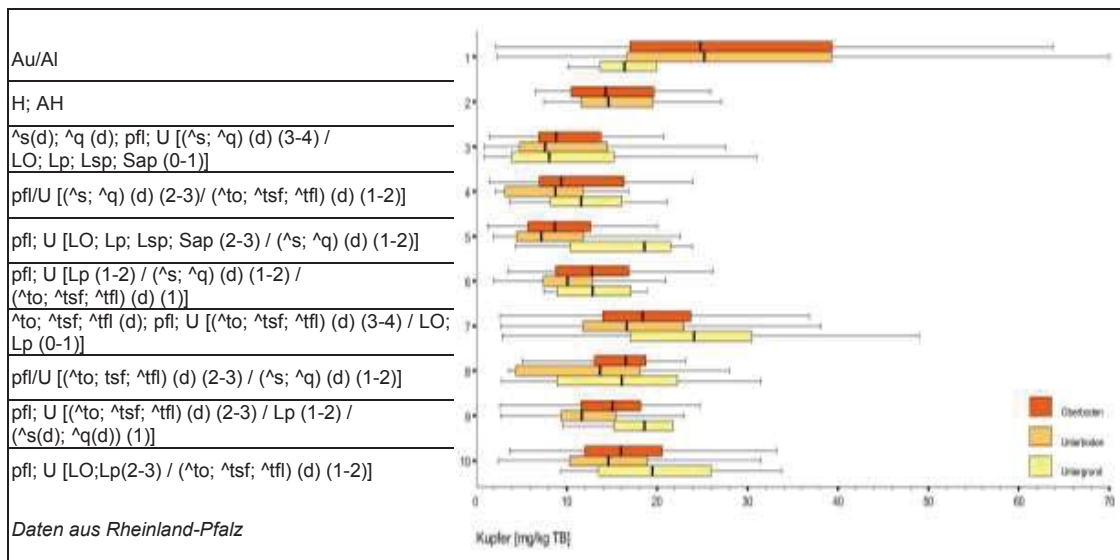


Abb. 42 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)

Auf Blatt Morscheid-Riedenburg sind in **Waldoberböden** keine hohen Cu_{ges} -Gehalte vorzufinden. Substrat-bedingte Unterschiede sind eindeutig vorhanden, jedoch fallen sie im Vergleich zu Chrom oder vor allem zu Nickel geringer aus. Die quarzitischen Waldoberböden enthalten durchschnittlich 7 mg Cu_{ges} /kg. Dabei ist es gleich, ob sie Lösslehm-frei oder -reich sind.

Der pH-Wert scheint hingegen nicht nur den Mobilgehalt, sondern auch den Cu_{ges} -Gehalt zu beeinflussen. Zwar treten pH-Werte unter 3 dank der Bodenschutzkalkungen nur noch selten auf, aber diese extrem sauren Böden enthalten mit durchschnittlich 4 mg Cu_{ges} /kg nur etwa die Hälfte jener mit höherem pH-Wert. Wie bei Chrom, Nickel und Zink wird als Ursache die durch die extrem tiefen pH-Werte ausgelöste vertikale Verlagerung des Cu angenommen.

In keinem dieser Horizonte wurden mehr als 16 mg Cu_{ges} /kg gefunden. Nur die quarzitischen Mischsubstrate mit einem kleinen Anteil an Schiefer besitzen mit durchschnittlich 9 und maximal 21 mg Cu_{ges} /kg geringfügig mehr Cu_{ges} .

Typisch ist eine mit der Tiefe geringfügige Abnahme des Cu_{ges} -Gehaltes. Im Mittel enthalten die quarzitischen Unterböden 1 mg/kg weniger Cu_{ges} als ihre Oberböden. Die rein quarzitischen Untergrundhorizonte sind bei einem Durchschnittswert von nur 4 mg Cu_{ges} /kg und einer typischen Spanne von 1 bis 12 mg Cu_{ges} /kg auch im Vergleich mit den landesweiten Daten ausgesprochen Cu-arm (siehe Tab. 50). Kommen in diesen Horizonten als Nebengestein auch Schiefer vor, liegt der Mittelwert etwa doppelt so hoch.

Die Cu_{ges} -Gehalte schwanken in den Schiefer-reichen Waldoberböden des Untersuchungsraums mit Werten zwischen 4 und 35 mg Cu_{ges} /kg deutlich. Tendenziell sind sie bei einem Mittelwert von 11 mg Cu_{ges} /kg etwas Cu-ärmer als im Landesdurchschnitt und auch Cu-ärmer als die landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums. Unterhalb des Oberbodens nimmt der Cu_{ges} -Gehalt überwiegend weiter leicht ab, um dann in den Untergrundhorizonten meist merklich anzusteigen. Dieser vertikale Verlauf der Cu_{ges} -Konzentration ist landesweit häufig in Waldböden aus devonischem Schiefer zu beobachten. Im Untersuchungsraum besitzen die Schiefer-reichen Unterböden einen Mittelwert von 10 mg Cu_{ges} /kg und die Untergrundhorizonte von 22 mg Cu_{ges} /kg. Wie in den Oberböden sind die Cu_{ges} -

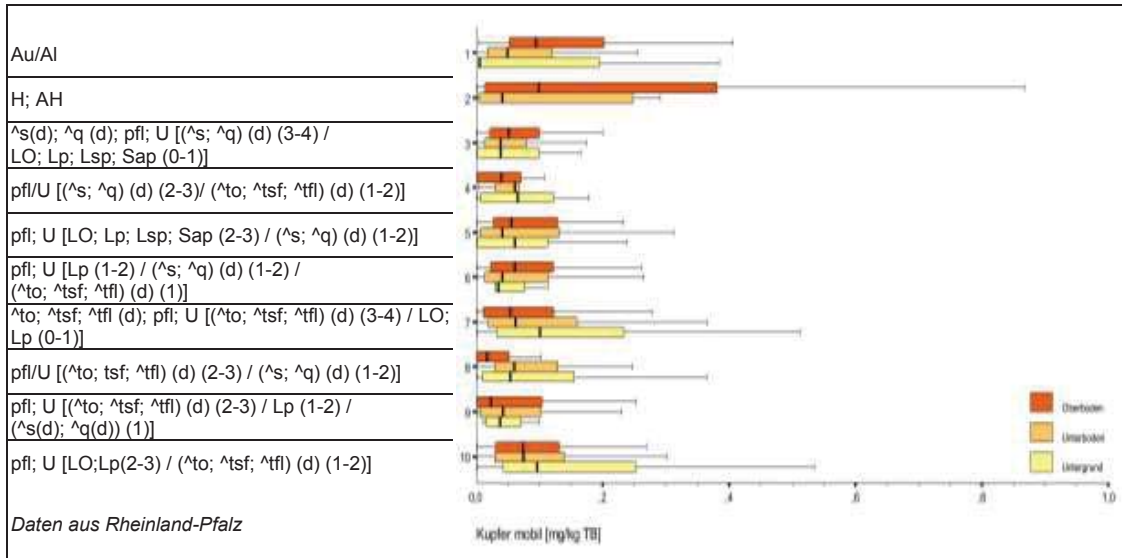


Abb. 43 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)

Gehalte allerdings auch in den tieferen Horizonten sehr unterschiedlich. Im Untersuchungsraum wurden in Schiefer-reichen Untergrundhorizonten Werte zwischen 5 und 53 $\text{mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ angetroffen.

Mit durchschnittlich 0,06 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ liegt der Mobilgehalt in den Waldoberböden des Untersuchungsraums fast 80 % niedriger als in den Humusaufgaben. Die substratbedingten Unterschiede sind relativ gering und auch der pH-Wert beeinflusst die Höhe des Mobilgehaltes auf den ersten Blick nur vergleichsweise gering.

Am verbreitetsten sind quarzitisches Waldoberböden mit einem pH zwischen 3 und 4. Der Mittelwert entspricht dem des Untersuchungsraums und die Mobilgehalte reichen typisch von < 0,01 bis 0,7 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Bei gleichem pH-Bereich liegt der mittlere Mobilgehalt in den Schiefer-reichen Waldoberböden mit 0,09 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ zwar etwas höher, was allein im entsprechend höheren Cu_{ges} -Gehalt begründet liegt. In beiden Substratgruppen liegt der Anteil am Cu_{ges} -Gehalt bei durchschnittlich 0,7 %.

In extrem sauren quarzitisches Waldoberböden mit pH-Werten < 3 steigt der Mittelwert nur leicht auf 0,08 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ an. Da sie aber unterdurchschnittliche Cu_{ges} -Gehalte besitzen, steigt die mittlere relative Verfügbarkeit gegenüber den weniger sauren Standorten mit 1,6 % deutlicher an.

Der Mobilgehalt nimmt in den Waldböden mit der Tiefe weiter ab. Die quarzitisches Unterböden enthalten durchschnittlich 0,03 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$. In den Schiefer-reichen Unterböden sind es im Mittel 0,05 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Dies sind für beide Substratgruppen landesweit übliche Werte. Zwar gehen meist auch die Cu_{ges} -Gehalte geringfügig zurück, aber der Rückgang der Mobilgehalte ist dank leicht ansteigender pH-Werte überproportional. Der Anteil am Cu_{ges} ist in den quarzitisches Unterböden um die Hälfte geringer als in ihren Oberböden. In den tiefsten quarzitisches Bodenhorizonten gehen die Mobilgehalte und die relative Mobilität nochmals um die Hälfte zurück. Der Anteil am Cu_{ges} geht in den Schiefer-reichen Untergrundhorizonte ebenfalls zurück; aufgrund deutlich ansteigender Cu_{ges} -Gehalte bleibt der absolute Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,06 $\text{mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ jedoch etwa auf dem Niveau des Unterbodens. Landesweit üblich ist sogar ein leichter Anstieg der Mobilgehalte in den Untergrundhorizonten (siehe Tab. 51).

Tab. 51 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)]						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	143	11	14	18	21	27
Oberboden, Wald	164	11	15	19	23	30
Oberboden, Acker	81	18	22	26	30	37
Oberboden, Grünland	63	16	19	21	23	27
Unterboden	217	11	16	22	29	38
Untergrund	200	16	23	30	34	49
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	121	0,10	0,19	0,32	0,43	0,63
Oberboden, Wald	148	<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	68	<0,01	0,02	0,09	0,12	0,68
Unterboden	205	0,02	0,06	0,14	0,20	0,33
Untergrund	187	0,03	0,10	0,21	0,33	0,45
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	63	9	11	13	15	18
Oberboden, Wald	87	10	12	16	17	24
Oberboden, Grünland	58	14	17	19	21	25
Unterboden	115	9	12	15	18	23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	60	0,09	0,18	0,30	0,42	0,48
Oberboden, Wald	87	<0,01	0,03	0,10	0,26	1,27
Oberboden, Grünland	63	<0,01	0,02	0,09	0,22	1,04
Unterboden	109	0,01	0,03	0,07	0,16	0,17
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	244	12	15	18	21	26
Oberboden, Wald	245	11	14	17	21	27
Oberboden, Acker	81	16	21	24	26	33
Oberboden, Grünland	98	13	16	20	25	31
Unterboden	447	10	14	19	23	31
Untergrund	24	13	19	25	28	34
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	219	0,19	0,27	0,40	0,58	0,72
Oberboden, Wald	224	0,05	0,09	0,15	0,20	0,27
Oberboden, Acker	83	0,02	0,04	0,08	0,11	0,16
Oberboden, Grünland	93	0,01	0,04	0,08	0,14	0,17
Unterboden	408	0,03	0,07	0,12	0,18	0,27
Untergrund	24	0,04	0,08	0,15	0,40	0,25

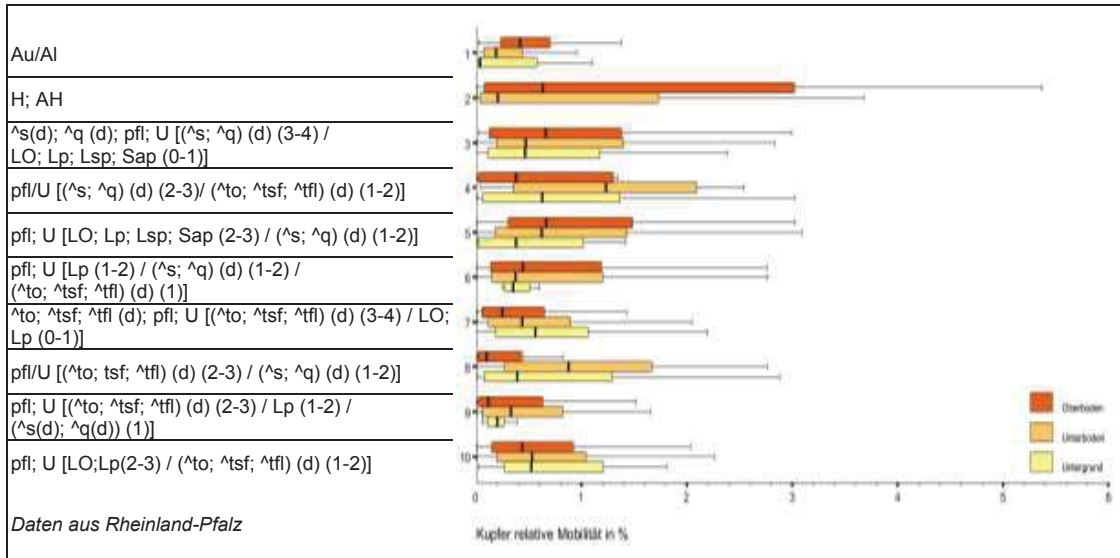


Abb. 44 Relative Mobilität von Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)

Die **Moore** enthalten im Untersuchungsraum zwischen 8 und 26 mg Cu_{ges}/kg. Wie bei Chrom und Nickel sind dies Konzentrationen wie in den Humusauflagen der Wälder. Dieser Wertebereich gilt für die Oberböden wie die tiefer liegenden Horizonte. Eine Abhängigkeit mit anderen Parametern ist nicht zu erkennen. Cu_{ges} korreliert nicht mit dem Humusgehalt oder anderen Schwermetallen. Unter Berücksichtigung der geringen Dichte ist der Cu_{ges}-Gehalt der Moorböden eher gering.

Wie in den Humusauflagen sind die Mobilgehalte sehr variabel und ein Zusammenhang zwischen Cu_{ges}, pH-Wert oder Humusgehalt ist nicht zu erkennen. Es wurden Mobilgehalte zwischen < 0,01 und 0,87 mg Cu_{mob}/kg vorgefunden. Der Anteil am Cu_{ges} schwankt mit Werten zwischen < 0,1% bis fast 9% erheblich. Ein typischer Mobilgehalt kann für Moore auch aufgrund der geringen Fallzahl nicht genannt werden. Obwohl in ihren Unterböden ähnliche Cu_{ges}-Gehalte, Humusgehalte und pH-Werte vorzufinden sind, weisen sie überwiegend geringere Mobilgehalte als die Oberböden auf.

Ackerböden, deren Substrate devonische Schiefer enthalten, weisen landesweit Durchschnittsgehalte von etwas über 20 mg Cu_{ges}/kg auf. Dies deckt sich mit dem Mittelwert aus dem Untersuchungsraum von 21 mg Cu_{ges}/kg. Auf der Hunsrückhochfläche sind Cu_{ges}-Gehalte zwischen 17 und 32 mg Cu_{ges}/kg

Tab. 52 Kupfer in (An-)Mooren

(An-)Moor						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	10	14	18	23	26
Unterboden	13	12	15	20	24	27
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	<0,01	0,08	0,36	0,74	0,87
Unterboden	13	<0,01	0,04	0,25	0,28	0,29

typisch. Außerhalb der Hochfläche wurden westlich von Allenbach 2 Ackerböden mit erhöhten Cu_{ges} -Gehalten von 53 und 56 mg Cu_{ges} /kg gefunden. Auch ein unweit gelegener Grünlandboden zeigt mit 94 mg Cu_{ges} /kg einen ungewöhnlich hohen Wert. Die devonischen Schiefer der Kempfelder Hochmulde scheinen zumindest im Raum Allenbach überdurchschnittliche Cu_{ges} -Gehalte zu besitzen. Es gibt keinen Hinweis auf anthropogene Ursachen.

Auf Blatt Morscheid-Riedenburg beträgt der mittlere Mobilgehalt in den Ackeroberböden 0,06 mg Cu_{mob} /kg und das 90. Perzentil liegt bei 0,13 mg Cu_{mob} /kg. Damit sind 0,1 bis 0,6% des Cu_{ges} -Gehaltes labil gebunden. Trotz relativ niedriger pH-Werte entsprechen diese Mobilgehalte denen Schiefer-haltiger Ackerböden aus anderen Landesteilen. Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen im Hinblick von Wachstumsbeeinträchtigungen von 1 mg Cu_{mob} /kg wird im Untersuchungsraum überwiegend weit unterschritten.

Wie beim Chrom unterscheiden sich die **Grünland-** und Ackeroberböden auch beim Kupfer kaum im Gesamtgehalt. Der Mittelwert beträgt im Untersuchungsraum bei dieser Nutzung 20 mg Cu_{ges} /kg. Der typische Wertebereich in den Schiefer-haltigen Grünlandböden und carbonatfreien Auenlehmen reicht von 10 bis 25 mg Cu_{ges} /kg. Höhere Cu_{ges} -Gehalte wurden nur in einem Auenboden des Röderbaches mit 55 mg Cu_{ges} /kg und dem oben erwähnten Grünlandboden bei Allenbach mit 94 mg Cu_{ges} /kg gemessen. Dies sind auch die einzigen Grünlandoberböden, in denen eine Überschreitung des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) von 40 mg Cu_{ges} /kg beobachtet wurde. Der Maßnahmenwert für Grünlandböden liegt aber mit Werten von 200 bzw. 1.300 mg Cu_{ges} /kg weit von den im Untersuchungsraum vorkommenden Konzentrationen entfernt. Da die Mobilgehalte in diesen Böden selbst bei Ackerbau unproblematisch wären, sind Probleme bei der Viehhaltung oder der Futtermittelproduktion unwahrscheinlich.

Tab. 53 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	174	15	24	32	43	55
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

Der Mobilanteil am Cu_{ges} -Gehalt ist mit 0,1 bis 0,8% etwa doppelt so hoch wie in den Ackeroberböden und zeigt auch bei diesem Schwermetall dessen starke Abhängigkeit des Mobilgehaltes vom pH-Wert. Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,08 mg Cu_{mob} /kg und bewegt sich typisch zwischen 0,03 und 0,22 mg Cu_{mob} /kg. In den Grünlandböden mit erhöhtem Cu_{ges} -Gehalt wurden Mobilgehalte von knapp unterhalb 0,30 mg Cu_{mob} /kg festgestellt. Für Schiefer-haltige Grünlandböden sind dies etwas überdurchschnittliche Mobilgehalte, während sie bei den Auenböden dem Landesdurchschnitt entsprechen.

4.2.6. Nickel

Die Sedimentgesteine im Untersuchungsraum unterscheiden sich sehr deutlich in ihrem Nickel- (Ni-) Gesamtgehalt. Während der Ni-Gehalt der Sandsteine und Quarzite mit 3 bis 20 mg/kg vergleichsweise gering ist, enthalten die Schiefer und Tonsteine normalerweise zwischen 40 und 90 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Im Verbreitungsgebiet der Schiefer wurden auf Blatt Morscheid-Riedenburg in den Oberböden ein Nickel-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Ni_{ges}) von bis zu 66 mg Ni_{ges} /kg und in den Untergrundhorizonten von bis zu 92 mg Ni_{ges} /kg festgestellt. In den quarzitischen Untergrundhorizonten hingegen werden nur in Ausnahmefälle Werte über 15 mg Ni_{ges} /kg erreicht.

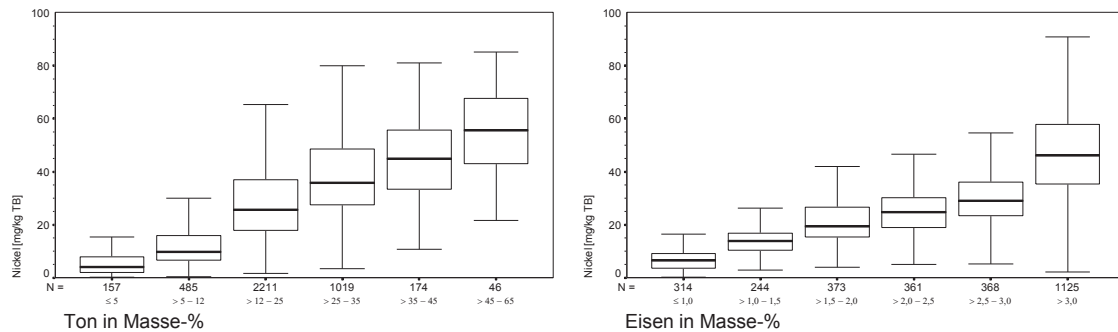


Abb. 45 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

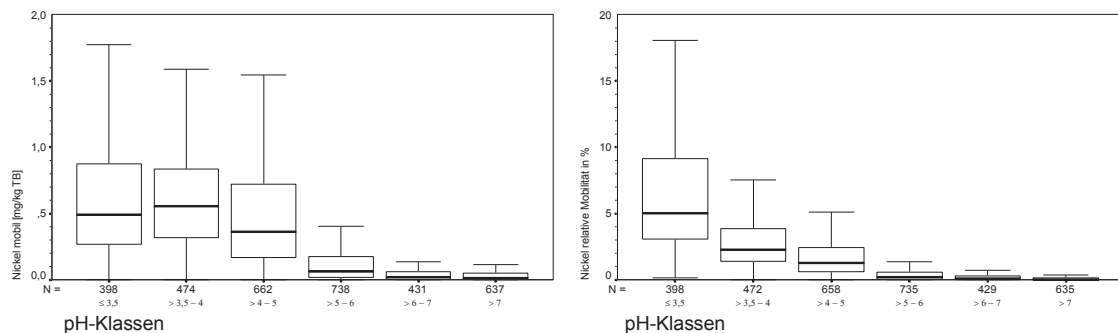


Abb. 46 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

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 Ton-Gehalt deutlich zu (siehe Abb. 45). Dementsprechend können die lithogenen Nickel-Gehalte erheblich schwanken.

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 deutlich 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. 46). Wie bei Chrom und Cadmium ist anzunehmen, dass Ni bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert wird, was zu Verlusten in den obersten Horizonten führt.

Neben Chrom und Zink zeichnet Ni sehr deutlich die räumliche Verteilung der Substrate nach. Im nord-westlichen Teil von Blatt Morscheid-Riedenburg, dem Hauptverbreitungsgebiet der Schiefer-haltigen

Tab. 54 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)]						
						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	36	7	10	17	19	29
Oberboden, Wald	38	4	7	23	31	41
Oberboden, Grünland	11	28	32	39	43	44
Unterboden	71	6	13	32	42	60
Untergrund	51	8	15	32	58	67
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	35	0,06	0,26	0,69	1,26	1,62
Oberboden, Wald	36	0,13	0,25	0,43	0,70	0,82
Oberboden, Grünland	11	<0,01	0,08	0,20	0,52	0,60
Unterboden	60	0,05	0,09	0,21	0,27	0,40
Untergrund	40	0,01	0,04	0,09	0,21	0,18
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	85	7	10	13	16	18
Oberboden, Wald	104	6	11	16	23	30
Oberboden, Grünland	13	24	30	35	42	45
Unterboden	163	11	17	24	36	45
Untergrund	12	29	37	45	52	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	71	0,06	0,38	0,67	1,04	1,27
Oberboden, Wald	87	0,18	0,36	0,56	0,77	1,08
Oberboden, Grünland	14	<0,01	<0,01	0,07	0,26	0,31
Unterboden	145	0,04	0,09	0,17	0,28	0,33
Untergrund	10	<0,01	<0,01	0,32	1,53	1,97
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	69	9	11	14	18	22
Oberboden, Wald	86	11	18	27	32	51
Oberboden, Grünland	42	30	34	38	43	48
Unterboden	147	17	26	36	44	58
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	69	0,10	0,33	0,83	1,21	1,87
Oberboden, Wald	80	0,24	0,39	0,57	0,79	1,03
Oberboden, Grünland	36	<0,01	0,04	0,12	0,17	0,83
Unterboden	138	0,05	0,09	0,19	0,28	0,39

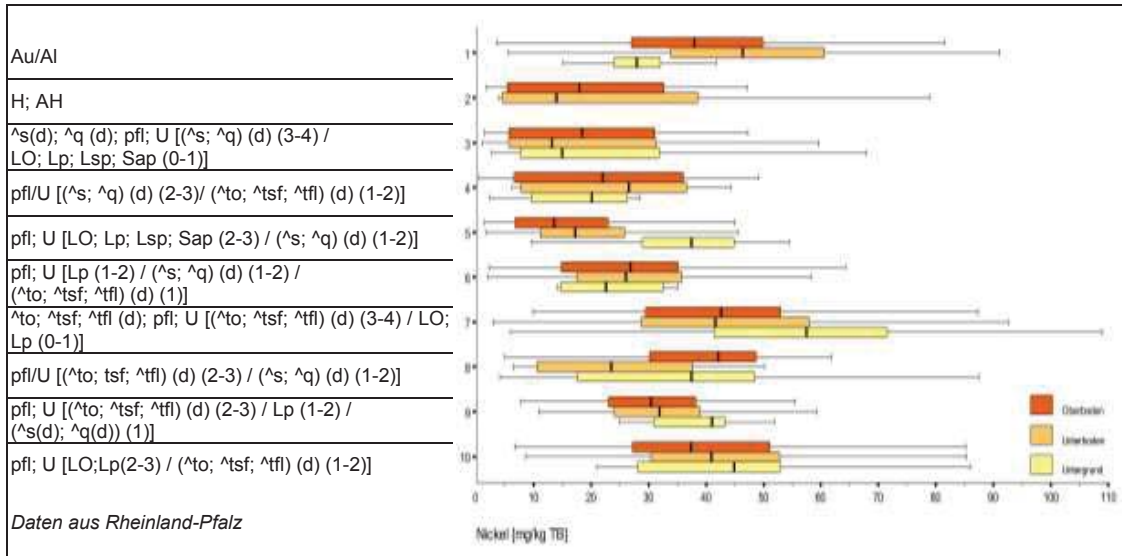


Abb. 47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)

Substrate, tritt flächig die Gehaltsklasse 40 bis 50 mg Ni_{ges}/kg auf (siehe Kartenanlage). Dieser Wertebereich gilt landesweit für diese Böden. Tatsächlich liegen die Ni_{ges} -Gehalte im Untersuchungsraum fast gänzlich schon in der nächsten Gehaltsklasse von 50 bis 70 mg Ni_{ges}/kg . Dies ist gut an den in der thematischen Karte dargestellten Kreisdiagrammen erkennbar. In den quarzitischen Waldoberböden der Kammlagen des Hunsrücks werden hingegen in der Regel weniger als 9 mg Ni_{ges}/kg gefunden, womit sie den landesweiten nutzungsunabhängigen Mittelwert meist unterschreiten. In Mischsubstraten, die sowohl Schiefer als auch Quarzit enthalten, steigt der Ni_{ges} -Gehalt deutlich mit dem Schieferanteil an.

Die **Humusaufgaben** der **Waldböden** enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 10 mg Ni_{ges}/kg . Es wurde ein typischer Wertebereich von 4 bis 25 mg Ni_{ges}/kg festgestellt. Der Baumbestand hat keinen erkennbaren Einfluss auf die Ni_{ges} -Gehalte der Humusaufgabe, da bezüglich Mittelwert und Streuung sich Laub- und Nadelwälder nicht unterscheiden. Der in Humusaufgaben eingemischte Mineralboden verursacht, dass ihr Ni_{ges} -Gehalt im Verbreitungsgebiet der Quarzite mit durchschnittlich 8 mg Ni_{ges}/kg nur halb so hoch ist wie in den Humusaufgaben der Schiefer-haltigen Waldböden. Nur bei den Quarzit-reichen Substraten enthält die Humusaufgabe einen geringfügig höheren Ni_{ges} -Gehalt als der Oberboden. Ansonsten liegt der Ni_{ges} -Gehalt im Mineralboden meist mehr oder weniger deutlich über dem der Humusaufgabe. Der Unterschied zwischen Humusaufgabe und Oberboden ist bei den Schiefer-reichen Böden am deutlichsten. Zwar ist die Humusaufgabe der Schiefer-reichen Waldoberböden mit durchschnittlich 16 mg Ni_{ges}/kg vergleichsweise Ni_{ges} -reich, aber zum Oberboden hin steigt der Ni_{ges} -Gehalt weiter um fast das Doppelte an. Die auf Blatt Morscheid-Riedenburg in Humusaufgaben beobachteten Ni_{ges} -Gehalte sind landesweit typisch für Quarzit- und Schiefer-haltige Böden (siehe auch Tab. 54 und 55).

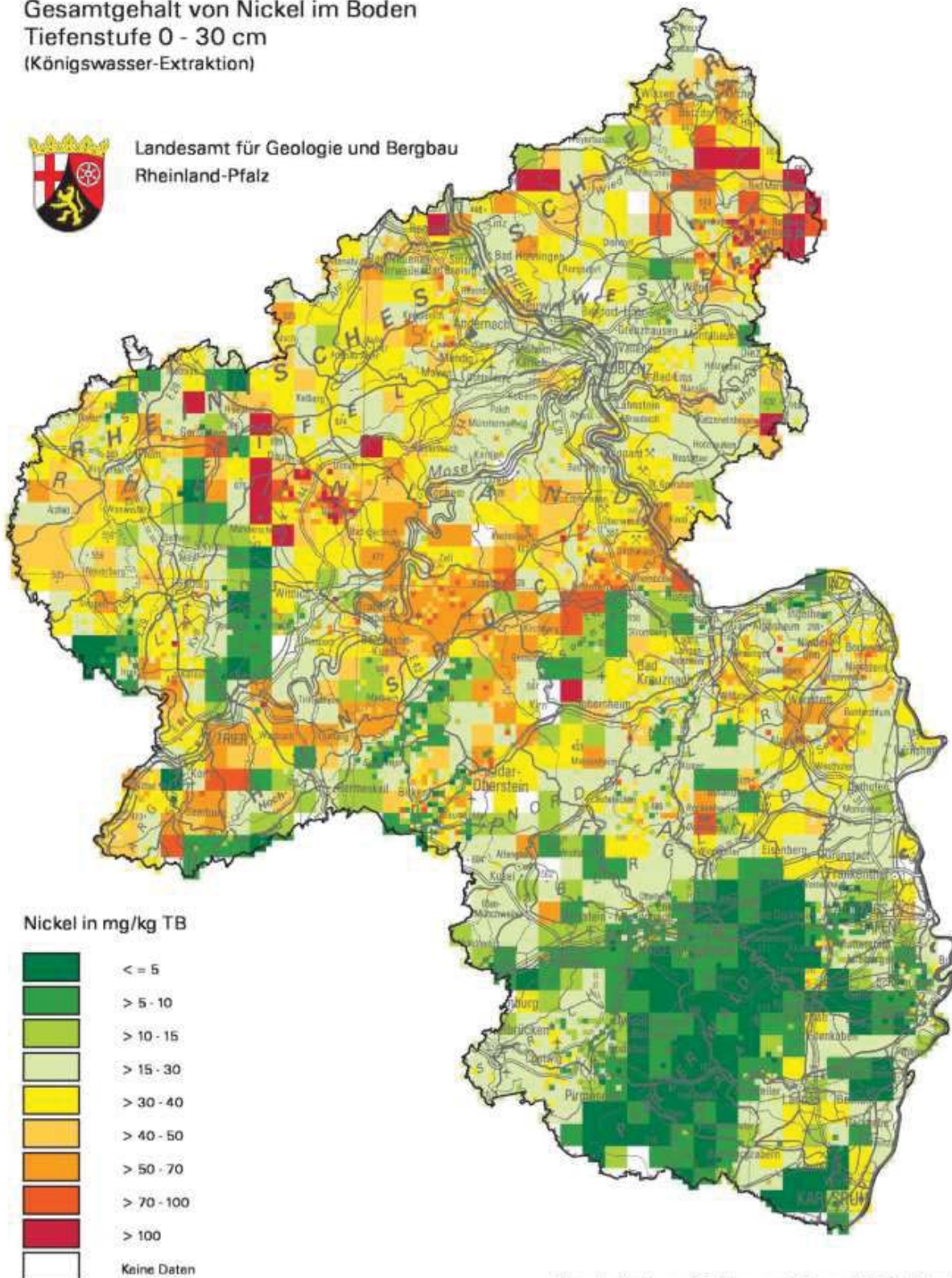
Die Mobilgehalte in den Humusaufgaben sind äußerst unterschiedlich und werden maßgeblich vom pH-Wert bestimmt. Etwa $\frac{1}{4}$ der Humusaufgaben enthält weniger als 0,01 mg Ni_{mob}/kg , bei einer fast genauso großen Anzahl sind es hingegen mehr als 1 mg Ni_{mob}/kg . Im Extremfall kann der Mobilgehalt auf etwa 3 mg Ni_{mob}/kg ansteigen.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

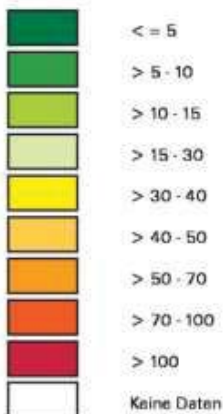
Gesamtgehalt von Nickel im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

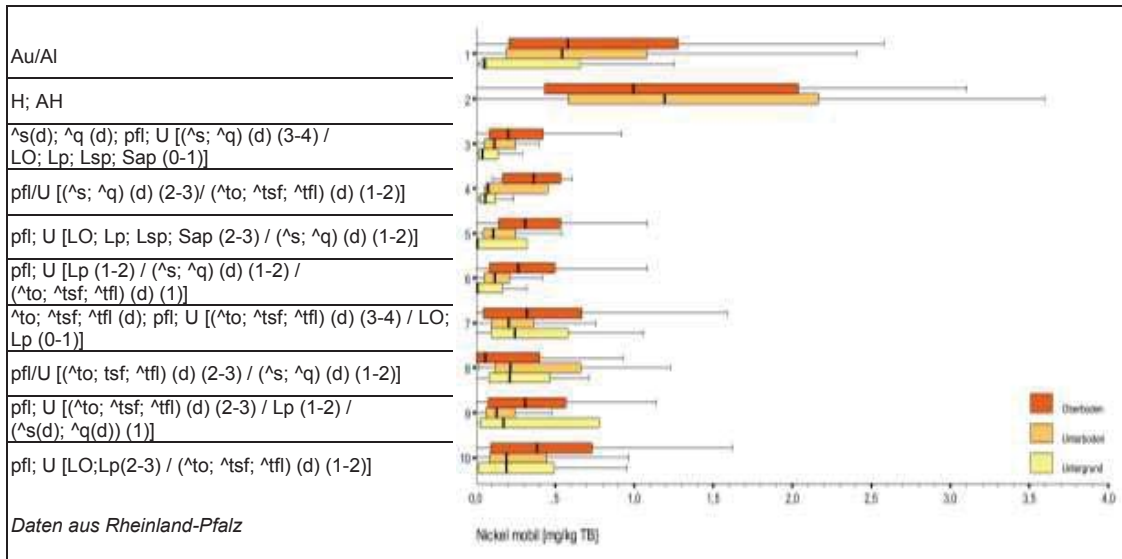


Abb. 48 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)

Die gegenüber den Laubwäldern deutlich niedrigeren mittleren pH-Werte der Nadelwald-Humusauflagen haben dort im Mittel einen 5-fach so hohen Mobilgehalt zur Folge (siehe auch 4.1.2.). Bei allen Waldformen treten durch Bodenschutzkalkungen allerdings so große pH-Schwankungen und damit extrem unterschiedliche Ni_{mob} -Gehalte auf, dass Mittelwerte für die Humusauflage eine nur eingeschränkte Aussagekraft besitzen.

Bei pH-Werten < 3 ist allgemein mit Gehalten > 0,8 mg Ni_{mob} /kg und einem Anteil am Gesamtgehalt von > 5 % zu rechnen. Der Mobilgehalt ist dann in dieser Schicht normalerweise höher als im folgenden Oberboden.

In relativ frisch gekalkten Humusauflagen mit einem pH-Wert > 5 liegt der Mobilgehalt hingegen in der Regel bei < 0,1 Ni_{mob} /kg bzw. der relative Anteil bei < 0,5 %. Da der folgende Oberboden meist deutlich niedrigere pH-Werte und höhere Ni_{ges} -Gehalte besitzt, sind in den gekalkten Waldböden die höchsten Mobilgehalte in der Regel im Oberboden zu finden.

Bodenschutzkalkungen beeinflussen daher in der Humusauflage unmittelbar die Höhe des Mobilgehaltes.

Der Ni_{ges} -Gehalt des Mineralbodens wird noch deutlicher als beim Chrom vom Substrat bestimmt. Substrate, die weitgehend nur aus quarzitischen Verwitterungsbildungen bestehen, sind typisch für die Kammlagen von Hoch- und Idarwald. Mit einem Mittelwert von 6 mg Ni_{ges} /kg und einem typischen Konzentrationsbereich von 3 bis 9 mg Ni_{ges} /kg sind es die Ni_{ges} -ärmsten **Waldoberböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg. Randlich der Kammlagen sind quarzitisches Böden mit mittleren bis hohem Lösslehmanteil weit verbreitet. Der Mittelwert von 8 mg Ni_{ges} /kg ist im Oberboden zwar nur geringfügig höher, allerdings streuen die Gehalte mit 2 bis 25 mg Ni_{ges} /kg wesentlich stärker als in den Lösslehmarmen bis -freien Waldböden. Wenn quarzitisches Substrate zusätzlich kleinere Mengen an Schiefer enthalten, steigt die mittlere Konzentration auf 21 mg Ni_{ges} /kg deutlich an. In Abhängigkeit von Schieferanteil liegt der Normalbereich zwischen 12 und > 40 mg Ni_{ges} /kg. Bei den in diesen Waldoberböden festgestellten Werten handelt es sich um landesweit übliche Konzentrationen (siehe Tab. 54).

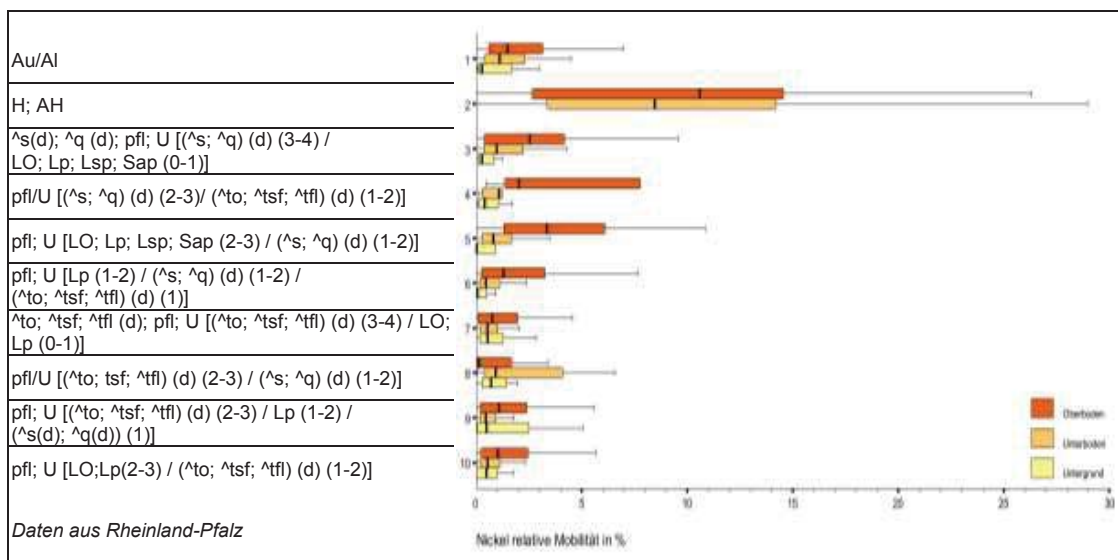


Abb. 49 Relative Mobilität von Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)

Mit 29 mg Ni_{ges} /kg enthalten die Schiefer-reichen Waldoberböden zwar deutlich weniger als die entsprechenden landwirtschaftlich genutzten Böden (siehe unten), jedoch ist dieser Wert fast 5-mal so hoch wie in den Quarzit-reichen Waldoberböden. Zwischen 10 und 60 mg Ni_{ges} /kg sind in diesen Böden normalerweise zu finden. Ein deutlicher Anstieg zum Unterboden ist nur selten zu beobachten (siehe unten). Beimengungen von Lösslehm und/oder Quarzit führen zu merklich niedrigeren Ni_{ges} -Gehalten.

Die in den Schiefer-reichen Waldoberböden von Blatt Morscheid-Riedenburg gefundenen Konzentrationen stimmen sehr gut mit den landesweiten Daten überein. Auch im gesamten Land enthalten die Waldoberböden deutlich weniger Ni_{ges} als die Acker- und Grünlandböden der gleichen Substratgruppen (siehe Tab. 55). Vermutlich gelangt durch Pflügen mehr Ni_{ges} -reiches Untergrundmaterial in die landwirtschaftlich genutzten Oberböden.

Sowohl bei den quarzitären als auch bei den Schiefer-haltigen Waldoberböden ist keine Abhängigkeit des Ni_{ges} -Gehaltes vom Baumbestand zu beobachten.

In erster Linie wird die Höhe des Mobilgehalts vom pH-Wert bestimmt. Erst bei vergleichbarem pH-Wert ist auch der Einfluss des Gesamtgehaltes und damit der des Substrates erkennbar.

Wie beim Chrom sind die höchsten Mobilgehalte in dem in den Waldoberböden am häufigsten vorkommenden pH-Bereich von 3 bis 4 zu finden. Die quarzitären Waldoberböden, die sich in dieser pH-Spanne befinden, weisen einen Mittelwert von 0,35 mg Ni_{mob} /kg (0,10 - 1,5 mg Ni_{mob} /kg) auf, was einem mittleren Anteil am Ni_{ges} -Gehalt von fast 3% (0,9 - 10%) entspricht. Der mittlere Mobilgehalt liegt in den Schiefer-reichen Waldoberböden mit 0,45 mg Ni_{mob} /kg (0,10 - 1,4 mg Ni_{mob} /kg) zwar etwas höher, aber er steigt nicht proportional zum Ni_{ges} -Gehalt an. Daher ist die Ni-Verfügbarkeit in ihnen mit durchschnittlich 1,7% fast um die Hälfte geringer.

Insbesondere in quarzitären Nadelwaldstandorten kommen extrem saure Oberböden mit pH-Werten < 3 vor. Zwar liegt der Mobilanteil am Ni_{ges} -Gehalt hier mit durchschnittlich 4,3% höher als in weniger sauren Oberböden, aber da offensichtlich bei solch niedrigen pH-Werten Ni aus dem Oberboden ausgetragen wird, besitzen sie auffallend geringe Ni_{ges} -Gehalte. Trotz hoher Verfügbarkeit ist der mittlere Mobilgehalt daher mit 0,25 mg Ni_{mob} /kg geringer als in den weniger sauren Böden. Dieser Zusammenhang ist auch in Abb. 46 ersichtlich.

Tab. 55 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)						
\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	147	12	18	25	31	42
Oberboden, Wald	167	23	32	48	55	82
Oberboden, Acker	80	42	52	58	65	77
Oberboden, Grünland	68	35	44	50	59	69
Unterboden	221	28	41	57	65	93
Untergrund	206	41	57	71	81	109
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	117	0,22	0,43	0,86	1,82	1,79
Oberboden, Wald	149	0,41	0,62	0,84	1,10	1,45
Oberboden, Acker	83	<0,01	0,02	0,09	0,21	0,76
Oberboden, Grünland	68	0,02	0,15	0,32	0,62	0,76
Unterboden	195	0,08	0,18	0,30	0,44	0,61
Untergrund	165	0,09	0,20	0,38	0,74	0,83
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (\wedge s(d); \wedge q(d)) (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	64	10	11	15	19	23
Oberboden, Wald	87	18	24	29	34	44
Oberboden, Grünland	63	31	36	42	47	54
Unterboden	118	24	32	38	45	59
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	60	0,13	0,27	0,54	1,08	1,13
Oberboden, Wald	85	0,31	0,46	0,75	0,91	1,35
Oberboden, Grünland	60	0,01	0,12	0,23	0,46	0,53
Unterboden	109	0,05	0,12	0,21	0,32	0,43
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	240	12	17	23	28	37
Oberboden, Wald	249	22	33	46	58	81
Oberboden, Acker	85	36	49	57	63	73
Oberboden, Grünland	100	34	39	52	59	79
Unterboden	456	30	41	53	63	85
Untergrund	22	26	40	49	56	63
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	221	0,25	0,59	1,33	2,10	2,69
Oberboden, Wald	224	0,37	0,57	0,86	1,23	1,57
Oberboden, Acker	84	<0,01	0,02	0,09	0,24	0,74
Oberboden, Grünland	94	0,10	0,21	0,48	0,62	1,04
Unterboden	400	0,07	0,17	0,31	0,59	0,66
Untergrund	22	<0,01	0,11	0,35	0,63	2,85

In den wenigen Waldoberböden mit einem pH-Wert über 4,5 nimmt die Ni-Verfügbarkeit erheblich ab. Im Normalfall liegt dort der Mobilgehalt unter 0,03 mg Ni_{mob}/kg, also im Bereich der Ackerböden (siehe unten).

Mit durchschnittlich 8 mg Ni_{ges}/kg liegt der Mittelwert in den Quarzit-reichen Unterboden- und -grundhorizonten leicht über ihren Oberböden. Dies kann mit der vertikalen Verlagerung des Ni aus dem Oberboden in Verbindung stehen. Werte zwischen 1 und 25 mg Ni_{ges}/kg sind als normal anzusehen. Es hat den Anschein, dass die Quarzite aus den Hermeskeilschichten höhere Ni_{ges}-Gehalte besitzen als die Quarzite aus dem Taunusquarzit, was aber aufgrund einer zu geringen Anzahl an Werten statistisch nicht zu belegen ist. Es ist allerdings auffallend, dass in den Quarziten bzw. Sandsteinen des Taunusquarzits Gehalte über 15 mg Ni_{ges}/kg praktisch nicht vorkommen.

Im Verbreitungsgebiet des Quarzits ist in den Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden mit einem Mittelwert von 16 mg Ni_{ges}/kg doppelt so viel Ni_{ges} wie in ihren Waldoberböden zu finden. Auch sind sie weit Ni-reicher als die Lösslehm-armen Böden. Dass diese Horizonte einen höheren Ni_{ges}-Gehalt besitzen, kann pedogenetische wie geologische Ursachen haben. Zum einen fällt das aus dem Oberboden verlagerte Ni im Unterboden wieder aus, zum anderen kann der geogene Ni_{ges}-Gehalt der (Lokal-)Lösslehme höher sein. Vieles spricht dafür, dass das Hauptliefergebiet dieser Lösslehme die (Ni-reiche) Hunsrückhochfläche ist. Wie bei den Lösslehm-armen Böden treten überdurchschnittliche Ni_{ges}-Gehalte häufiger bei Anwesenheit von Quarziten bzw. Sandsteinen aus den Hermeskeilschichten auf.

Wie bei Chrom, Kupfer und Zink nimmt auch der Ni_{ges}-Gehalt in den Schiefer-reichen Substraten vom Ober- zu den Unterböden zunächst nur mäßig zu. Der Durchschnittswert beträgt in ihren Unterböden 35 mg Ni_{ges}/kg und Konzentrationen zwischen 20 und 67 mg Ni_{ges}/kg sind verbreitet anzutreffen. Erst in den tiefliegenden Horizonten des Untergrunds steigt der Ni_{ges}-Gehalt auf durchschnittlich 67 mg Ni_{ges}/kg sehr deutlich an. Dort bewegen sich die Gehalte typisch in einem Bereich von 30 bis 90 mg Ni_{ges}/kg. Dass sie gegenüber Unterböden deutlich höhere Ni_{ges}-Gehalte besitzen, ist in Waldböden des ganzen Landes zu beobachten (siehe auch Abb. 47 und Tab. 55).

Die quarzitischen Unterböden weisen im Wald einen Mittelwert von 0,07 mg Ni_{mob}/kg (0,02 - 0,26 mg Ni_{mob}/kg) auf. Dies trifft im Verbreitungsgebiet der Quarzite sowohl für die Lösslehm-armen wie -reichen Böden zu. In den Lösslehm-armen Unterböden liegt der Mobilanteil am Ni_{ges} bei durchschnittlich 0,9%. Der höhere Ni_{ges}-Gehalt der Lösslehm-reicheren Unterböden führt zu einer geringeren mittleren relativen Verfügbarkeit von 0,4%. Generell sinkt der Mobilgehalt mit der Tiefe deutlich ab.

In den überwiegend Quarzit-reichen Untergrundhorizonten beträgt der mittlere Mobilgehalt nur noch 0,02 mg Ni_{mob}/kg (< 0,01 - 0,11 mg Ni_{mob}/kg), was einem mittleren Anteil am Ni_{ges}-Gehalt von 0,2% (0,1 – 1,4%) entspricht.

Die relative Verfügbarkeit am Ni_{ges} ist in Schiefer-reichen Waldunterböden und Untergrundhorizonten geringer als in den quarzitischen Waldböden. Trotz deutlich höherer Ni_{ges}-Gehalte liegt der mittlere Mobilgehalt in den Schiefer-reichen Waldunterböden mit 0,10 mg Ni_{mob}/kg (0,01 - 0,55 mg Ni_{mob}/kg) nur geringfügig höher als in den quarzitischen Unterböden. Dies entspricht einem mittleren Anteil am Ni_{ges} von nur 0,4%. In den Schiefer-reichen Untergrundhorizonte, die die höchsten Ni_{ges}-Gehalte besitzen, liegt dieser Wert nur noch bei 0,1%. Der mittlere Mobilgehalt beträgt dann 0,06 mg Ni_{mob}/kg (< 0,01 - 0,15 mg Ni_{mob}/kg).

Tab. 56 Nickel in (An-) Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	5	18	29	43	47
Unterboden	13	4	14	41	65	79
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	0,43	1,00	2,04	2,53	3,11
Unterboden	13	0,52	1,19	2,37	3,12	3,59

In den oberen Profilabschnitten der **Moore** wurden im Untersuchungsraum überwiegend Konzentrationen zwischen 4 und 22 mg Ni_{ges}/kg festgestellt. Wie beim Chrom entspricht dies etwa den Ni_{ges}-Gehalten der Humusaufgaben. Mit der Tiefe steigt der Ni_{ges}-Gehalt meist nicht oder nur geringfügig an. Anders als im Mineralboden sind Abhängigkeiten zu anderen untersuchten Parameter nicht zu erkennen. Ni_{ges} korreliert nicht mit dem Eisen-, Chrom- oder Humusgehalt. Gerade unter Berücksichtigung der geringen Dichte ist der Ni_{ges}-Gehalt der Moorböden im Untersuchungsraum überwiegend sehr gering. Die anaeroben Verhältnisse in den wassergesättigten Horizonten der Moorböden führen trotz überwiegend geringen Ni_{ges}-Gehalten dennoch zu sehr hohen Mobilgehalten. Zwischen 3 und 30% des Ni_{ges}-Gehaltes sind in Ober- und Unterboden nur labil gebunden. Dies entspricht Mobilgehalten von 0,4 bis 2,6 mg Ni_{mob}/kg. Der pH-Wert scheint auf die Höhe des Ni_{mob}-Gehalt einen vergleichsweise geringen Einfluss zu nehmen.

Da die devonischen Schiefer des Hunsrücks zu den Gesteinen mit relativ hohem Ni-Gehalt zählen, wurden in den überwiegend Schiefer-reichen **Ackerböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg mit vergleichsweise hohen Ni_{ges}-Gehalte gerechnet. So liegt der Mittelwert mit 54 mg Ni_{ges}/kg entsprechend hoch. Die Gehalte schwanken mit 47 bis 66 mg Ni_{ges}/kg vergleichsweise gering. Sowohl Mittelwert als auch Konzentrationsspanne sind im gesamten Land typisch für Ackerböden aus devonischen Schiefer. Ackerböden, die neben Schiefer auch nennenswerte Lösslehm- und quarzitischer Anteile besitzen, scheinen überwiegend nur geringfügig Ni_{ges}-ärmer zu sein.

Die für Ackerböden niedrigen pH-Werte führen dazu, dass im Untersuchungsraum weiträumig der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von nur 15 mg Ni_{ges}/kg anzuwenden ist. Alle untersuchten Ackerböden überschreiten deutlich diesen Schwellenwert. 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).

Die Überschreitung des Grenzwertes der AbfKlärV (1992) von 50 mg Ni_{ges}/kg ist der Normalfall. Aufgrund der typischen Ni_{ges}-Gehalte ist die Aufbringung von Klärschlamm auf die Ackerböden des Untersuchungsraums großräumig nicht zulässig.

Trotz vergleichsweise niedriger pH-Werte und hoher Ni_{ges}-Gehalte unterschreiten alle untersuchten Ackerböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg 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 Vor-

schrift *VwV Anorganische Schadstoffe* (1993) für Oberböden bezüglich Pflanzenwachstum und Bodensickerwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg wird nicht annähernd erreicht. Selbst bei pH-Werten von < 5 und Ni_{ges}-Gehalten > 60 mg/kg wurden nicht mehr als 0,37 mg Ni_{mob}/kg gemessen. Am verbreitetsten treten in den Ackeroberböden Mobilgehalte zwischen 0,02 und 0,025 mg Ni_{mob}/kg auf. Damit beträgt der relative Mobilanteil typisch 0,03 bis 0,5 % des Ni_{ges}-Gehaltes. Die Höhe des Mobilgehaltes wird maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Ni_{ges}-Gehalt gesteuert.

Ungeachtet des geogen erhöhten Gesamtgehalts ist eine nachteilige Veränderung der Bodenfunktionen durch dieses Schwermetall nicht zu befürchten.

Ähnliche Ni_{ges}-Gehalte, aber etwa 6-mal so hohe Mobilgehalte charakterisieren die Situation in den **Grünlandböden**. Bei einem Mittelwert von 51 mg Ni_{ges}/kg reicht der typische Konzentrationsbereich in den Schiefer-haltigen Grünlandböden von 21 bis 63 mg Ni_{ges}/kg. Vergleichsweise geringe Ni_{ges}-Gehalte von < 40 mg Ni_{ges}/kg sind im Bereich der Kempfelder Mulde zu finden, da die Substrate neben devonischen Schiefer auch merkliche Anteile an Quarzit und Lösslehm besitzen. Die Schiefer-reichen Grünlandböden im Bereich der Hunsrückhochfläche hingegen weisen meist Gehalte von > 50 mg Ni_{ges}/kg auf. Sofern Horizonte unterhalb des Oberbodens untersucht wurden, steigen die Ni_{ges}-Gehalte überwiegend weiter geringfügig an.

Die Ni_{ges}-Gehalte der carbonatfreien Auenlehme zeigen eindeutig die Herkunft der Sedimente. Im Bereich der Hunsrückhochfläche sind Gehalte um 50 mg Ni_{ges}/kg typisch, während nahe der Quarzitzüge sie deutlich weniger Ni enthalten.

Tab. 57 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	194	34	46	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 Mobilgehalte in den Schiefer-haltigen Grünlandoberböden bewegen sich im Untersuchungsraum üblich zwischen 0,1 und 0,7 mg Ni_{mob}/kg. Im Mittel sind es 0,21 mg Ni_{mob}/kg, was einem mittleren Anteil am Ni_{ges}-Gehalt von 0,5% entspricht. Da sie für diese Nutzung vergleichsweise geringe pH-Werte besitzen, liegen die Mobilgehalte leicht über dem Landesdurchschnitt.

Bei ähnlich hohen Ni_{ges}-Gehalten scheinen die Mobilgehalte in den Auenböden höher als in den Schiefer-haltigen Böden zu sein. Eine zu geringe Anzahl untersuchter Grünlandböden verhindert eine statistische Absicherung, aber die höchsten Mobilgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden wurden in den Auenböden gefunden. Bei ihnen wurden Werte zwischen 0,5 und 1,3 mg Ni_{mob}/kg festgestellt. Schon in früheren Berichten wurde beobachtet, dass der Ni_{mob}-Gehalt in wasserbeeinflussten Horizonten die Mobilität des Ni unabhängig vom pH-Wert und Ni_{ges} überproportional stark ansteigt (HAUENSTEIN & BOR 1996, HAUENSTEIN 2000) (siehe auch Abb. 48).

4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist ein seltenes Element, dessen Gehalt in Gesteinen nur wenig variiert. In Quarziten und Sandsteinen liegt der lithogene Gehalt zwischen 0,03 bis 0,10 mg/kg. In Schiefer und Tonsteinen sind etwa 0,2 bis 0,4 mg/kg zu erwarten. Wie Blei hat dieses Schwermetall einen hohen anthropogenen Anteil in der Atmosphäre. Einträge über den Luftpfad führen neben der bevorzugten Bindung an die organische Substanz zur ausgeprägten Anreicherung von Hg 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. 50). Im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.

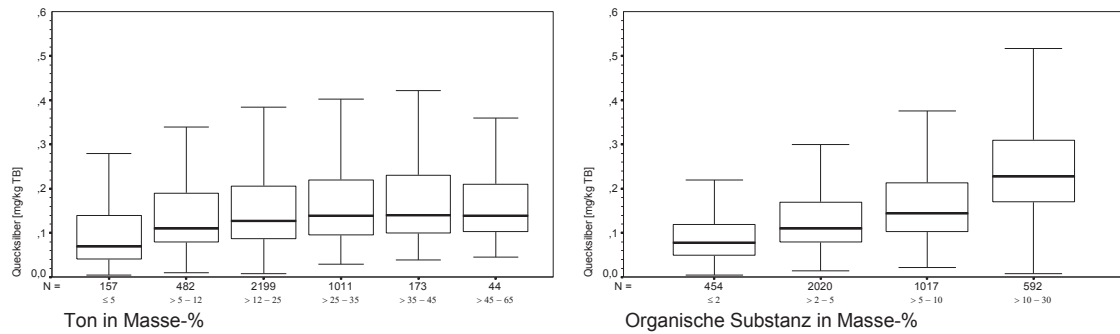


Abb. 50 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Hg zählt zu den geringer mobilen Elementen und weist wie Kupfer ein amphoterer Verhalten auf. Dies bedeutet, dass die höchste relative Verfügbarkeit, d.h. der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt, sowohl im stark bis extrem sauren als auch im alkalischen Bereich erzielt wird. In mäßig sauren bis neutralen Böden ist die Mobilität hingegen am geringsten (siehe Abb. 51). Durchschnittlich liegt dort der Mobilanteil bei nur 0,2% des Gesamtgehaltes. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von > 1,3% die Ausnahme dar.

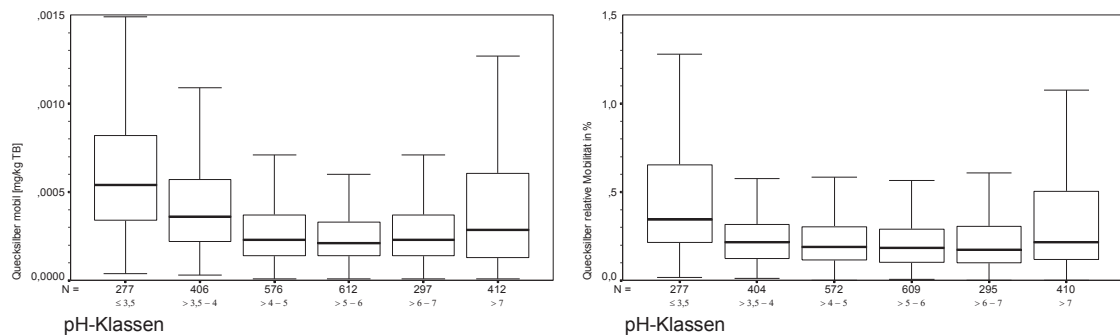


Abb. 51 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Vergleichsweise geringe Unterschiede bei den natürlichen Gehalten bei gleichzeitig relativ hohem anthropogenen Anteil führen ohne Berücksichtigung der Nutzung landesweit zu relativ einheitlichen Durchschnittswerten im Oberboden. Mit Ausnahme der Moorböden liegen alle Oberböden in der Gehaltsklasse 0,1 bis 0,25 mg Hg_{ges}/kg (siehe Kartenanlage). In den Kammlagen des Hunsrücks ist eine

Tab. 58 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)]						
						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	36	0,24	0,34	0,59	0,78	1,02
Oberboden, Wald	37	0,13	0,19	0,21	0,26	0,32
Oberboden, Grünland	11	0,07	0,09	0,14	0,20	0,20
Unterboden	65	0,06	0,09	0,13	0,19	0,21
Untergrund	45	0,03	0,04	0,07	0,13	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	33	0,00046	0,00070	0,00119	0,00276	0,00221
Oberboden, Wald	34	0,00041	0,00052	0,00066	0,00079	0,00098
Oberboden, Grünland	11	0,00017	0,00025	0,00038	0,00057	0,00059
Unterboden	63	0,00011	0,00019	0,00030	0,00043	0,00050
Untergrund	41	0,00006	0,00013	0,00025	0,00039	0,00049
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	84	0,30	0,40	0,50	0,60	0,68
Oberboden, Wald	100	0,12	0,18	0,24	0,30	0,42
Oberboden, Grünland	11	0,08	0,11	0,12	0,13	0,18
Unterboden	149	0,05	0,09	0,12	0,17	0,21
Untergrund	11	0,03	0,04	0,05	0,07	0,07
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	63	0,00026	0,00046	0,00085	0,00118	0,00145
Oberboden, Wald	83	0,00024	0,00035	0,00059	0,00074	0,00102
Oberboden, Grünland	12	0,00018	0,00021	0,00023	0,00027	0,00025
Unterboden	145	0,00011	0,00017	0,00025	0,00034	0,00046
Untergrund	10	0,00002	0,00009	0,00023	0,00028	0,00028
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3) pfl; U [Lp (1-2) / (^s; ^q) (d) (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	72	0,26	0,37	0,50	0,61	0,84
Oberboden, Wald	87	0,13	0,19	0,25	0,31	0,36
Oberboden, Grünland	38	0,09	0,11	0,13	0,15	0,19
Unterboden	146	0,06	0,10	0,13	0,18	0,23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	66	0,00031	0,00060	0,00085	0,00120	0,00153
Oberboden, Wald	82	0,00022	0,00042	0,00060	0,00090	0,00102
Oberboden, Grünland	41	0,00020	0,00024	0,00029	0,00037	0,00040
Unterboden	144	0,00015	0,00022	0,00030	0,00041	0,00052

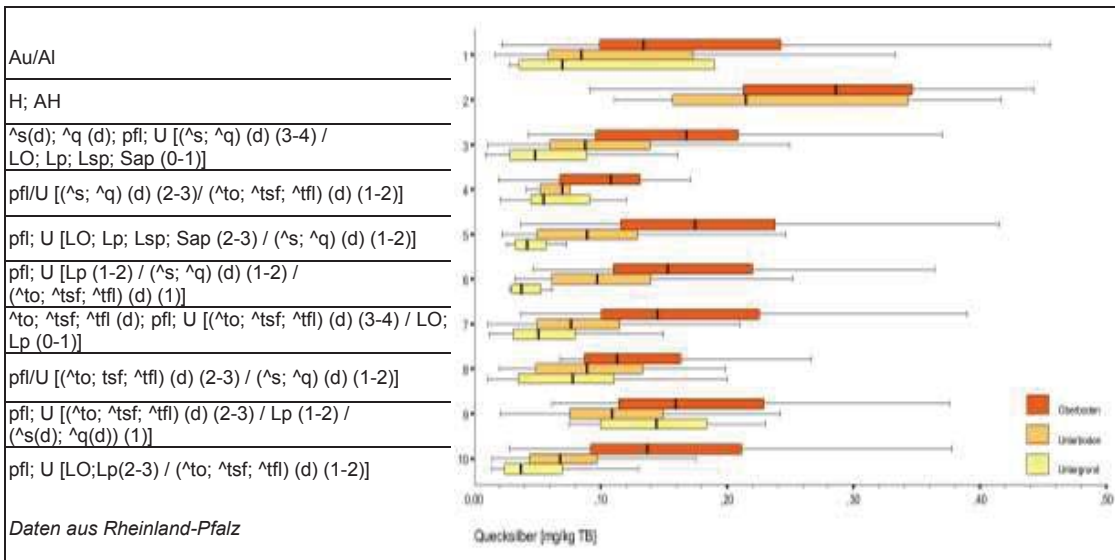


Abb. 52 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)

Häufung von überwiegend leichten Überschreitungen des Mittelwertes zu beobachten. Dies kann möglicherweise mit erhöhten Einträgen in dem bewaldeten und niederschlagsreichen Gebiet und/oder mit den sehr humosen Oberböden in Verbindung stehen.

Ohne dass die Baumart berücksichtigt ist, beträgt der Durchschnittswert in den **Humusauflagen der Waldböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg 0,37 mg Hg_{ges}/kg und das 90. Perzentil 0,64 mg Hg_{ges}/kg. Dies sind für diese Schicht landesweit typische Werte. Gehalte über dem 90. Perzentil wurden nur in Humusauflagen aus Nadelstreu gefunden. Der Maximalgehalt befindet sich bei 1 mg Hg_{ges}/kg.

Bei 85% der untersuchten Waldböden ist die Humusaufgabe die Schicht mit den höchsten Hg_{ges}-Gehalten des gesamten Bodenprofils. Wie beim Blei besteht ein Zusammenhang zwischen dem Hg_{ges}-Gehalt in der Humusaufgabe und dem Baumbestand. Die Humusaufgaben im Nadelwald enthalten mit 0,49 mg Hg_{ges}/kg fast doppelt so viel Hg_{ges} wie im Laubwald, in denen durchschnittlich 0,24 mg Hg_{ges}/kg gemessen wurden. Der Konzentrationsunterschied zwischen Humusaufgabe und Oberboden ist im Nadelwald am deutlichsten, da der Baumbestand keinen merklichen Einfluss auf den Gehalt im Oberboden nimmt. Substratunabhängig enthalten die Oberböden im Laubwald 0,18 mg Hg_{ges}/kg und im Nadelwald 0,16 mg Hg_{ges}/kg. Exakt in diesem Bereich liegen auch die Mittelwerte der Waldoberböden der flächenhaft bedeutsamen Substrate (siehe unten).

Wie bei anderen Stoffen, bei denen ein merklicher atmosphärischer Eintrag zu erwarten ist, ist in der Humusaufgabe ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Hg_{ges}-Gehalt zu erkennen. In Gegenden mit weniger als 1.000 mm/a Niederschlag enthalten Humusaufgaben 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 0,80 mg Hg_{ges}/kg. Die Humusaufgaben der Laubwälder enthalten zwar allgemein weniger Hg_{ges}, jedoch fällt der Unterschied zwischen niederschlagsärmeren und -reicheren Gebieten noch deutlicher als beim Nadelwald aus. Unterhalb 1.000 mm/a Niederschlag besteht jedoch kein statistischer Zusammenhang.

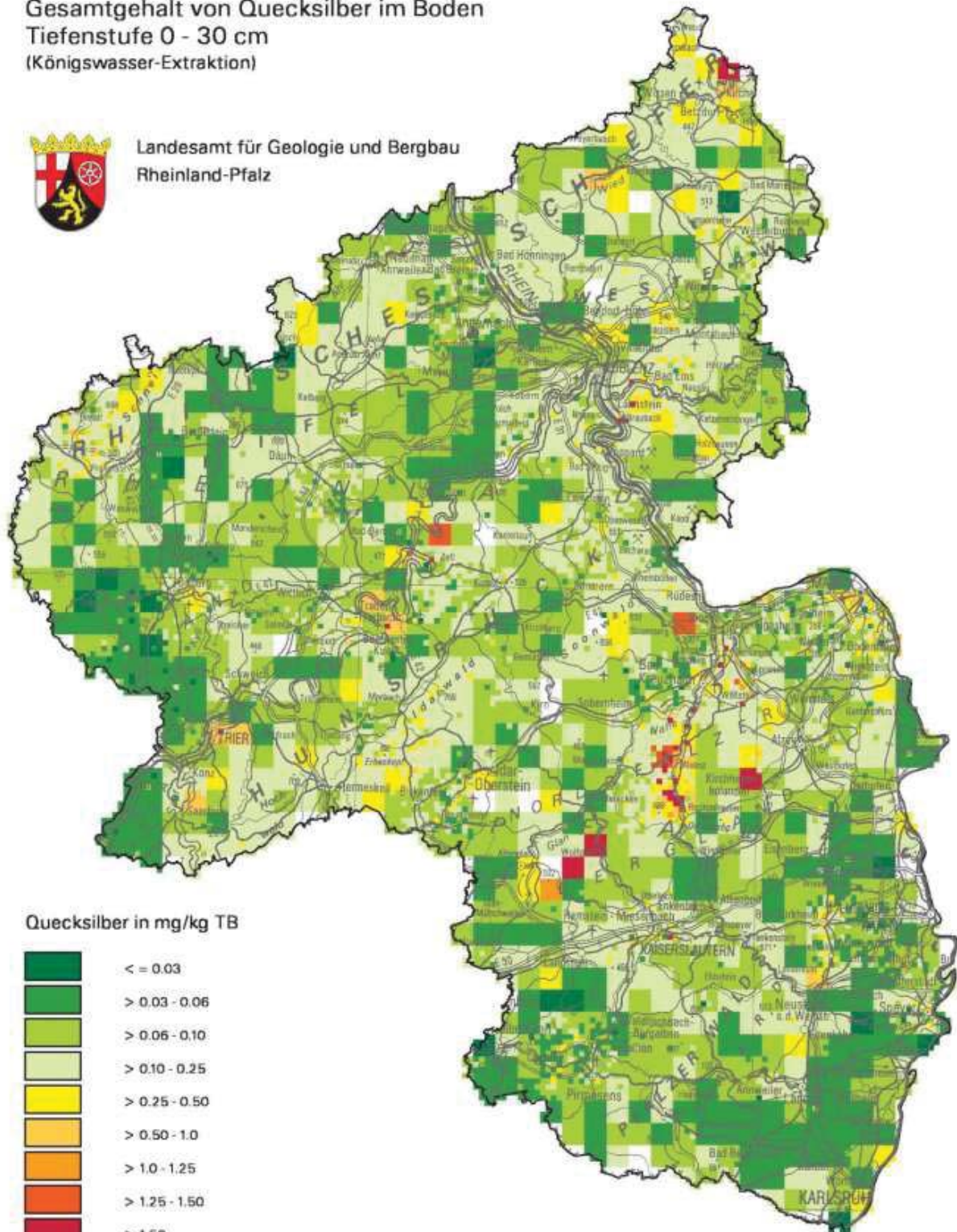
Von Chrom abgesehen ist bei keinem der untersuchten Spurenstoffe der Mobilanteil am Gesamtgehalt in der Humusaufgabe so gering wie beim Hg. Zwischen 0,1 und 0,5% des Hg_{ges} liegen in leicht verfügbarer Form vor.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

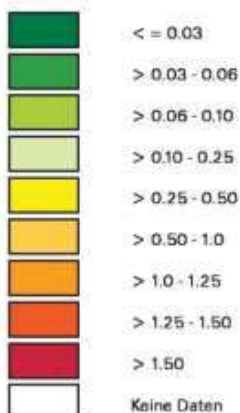
Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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, 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

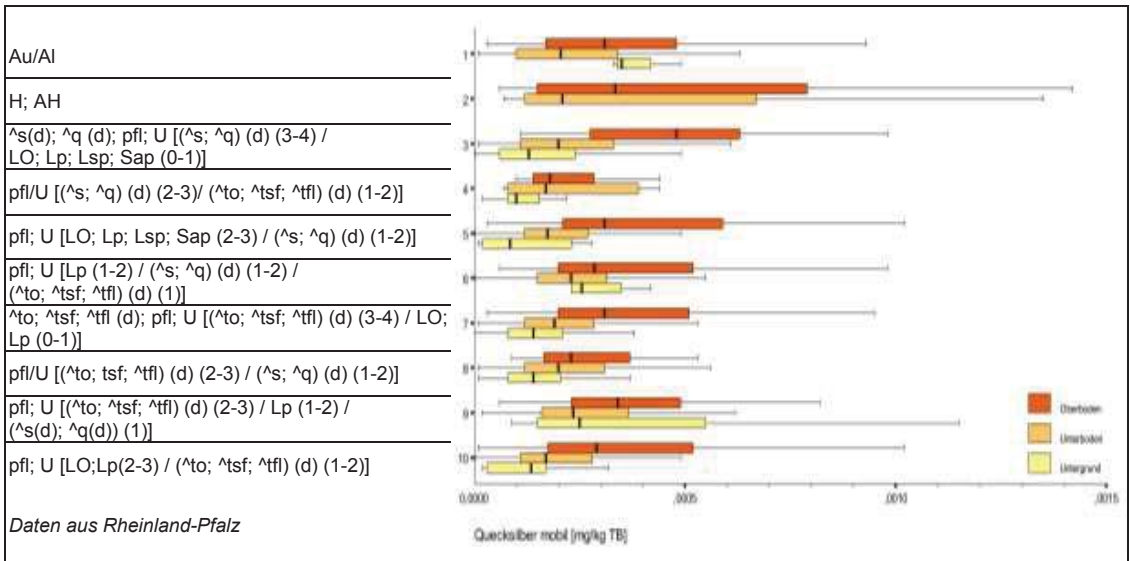


Abb. 53 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)

Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt in den Humusaufgaben des Untersuchungsraums 0,55 µg Hg_{mob}/kg und das 90. Perzentil liegt bei 2,2 µg Hg_{mob}/kg. Dies ist ein landesweit typischer Wertebereich für diese Schicht. Im Laubwald treten eher unterdurchschnittliche Werte auf, während die höheren Mobilgehalte überwiegend von den Nadelwaldstandorten stammen.

Obwohl die Humusaufgaben der Laubwälder deutlich höhere pH-Werte als im Nadelwald besitzen, ist wie beim Kupfer in dieser Schicht ein direkter Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Höhe des Hg_{mob}-Gehaltes nicht zu erkennen. Mäßig saure wie extrem saure Humusaufgaben besitzen mit 0,2% den gleichen Mittelwert und die Werte streuen ebenfalls im obengenannten Bereich. Die Ursache für die höheren Mobilgehalte in den Humusaufgaben der Nadelwälder liegt in erster Linie in den höheren Hg_{ges}-Gehalten begründet.

Trotz unterschiedlicher Hg_{ges}-Gehalte besitzen Humusaufgaben und Oberböden ähnliche Mobilgehalte, so dass zum Mineralboden hin der Mobilgehalt sowohl geringfügig abnimmt, als auch leicht zunimmt.

Die **Waldoberböden** zeigen auf Blatt Morscheid-Riedenburg bezüglich ihres Hg_{ges}-Gehaltes keine signifikanten Substratunterschiede. Im Mittel enthalten sie 0,16 mg Hg_{ges}/kg und damit deutlich weniger als die Humusaufgaben. Der Durchschnittswert für quarzitisches Waldoberböden liegt geringfügig über diesem Wert, die der Schiefer-reichen Waldoberböden leicht darunter. Der typische Konzentrationsbereich reicht von 0,04 bis 0,4 mg Hg_{ges}/kg. Allein ein Waldoberboden westlich von Hattgenstein zeigt mit 0,73 mg Hg_{ges}/kg einen leicht erhöhten Wert. Auch dessen Unterbodenhorizonte enthalten mit 0,6 mg Hg_{ges}/kg die höchsten Konzentrationen im Untersuchungsraum. Dieser Boden befindet sich randlich des Quarzitzuges, bei dem auch anomale Arsen- und teilweise auch anomale Antimongehalte festgestellt wurden. Diese Metalle treten häufig gemeinsam in Vererzungen mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen auf. Alle Indizien deuten auf geringfügig erhöhte geogene Hg_{ges}-Gehalte hin.

Anders als bei den Humusaufgaben scheint der Baumbestand einen nur geringen Einfluss auf den Hg_{ges}-Gehalt zu nehmen. Dass die Oberböden der Laubwälder aufgrund der geringmächtigeren Humusaufgabe minimal mehr Hg_{ges} enthalten, ist nur angedeutet und statistisch nicht zu beweisen. Allerdings sind

Tab. 59 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)						
^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	145	0,20	0,33	0,46	0,56	0,76
Oberboden, Wald	159	0,13	0,19	0,25	0,32	0,39
Oberboden, Acker	80	0,08	0,10	0,12	0,15	0,18
Oberboden, Grünland	64	0,09	0,11	0,15	0,17	0,19
Unterboden	206	0,05	0,07	0,11	0,15	0,19
Untergrund	169	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	110	0,00041	0,00058	0,00094	0,00132	0,00172
Oberboden, Wald	135	0,00025	0,00042	0,00061	0,00078	0,00112
Oberboden, Acker	72	0,00014	0,00019	0,00025	0,00032	0,00040
Oberboden, Grünland	67	0,00022	0,00029	0,00038	0,00049	0,00060
Unterboden	192	0,00011	0,00018	0,00025	0,00036	0,00044
Untergrund	132	0,00007	0,00013	0,00018	0,00025	0,00033
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (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	67	0,26	0,38	0,50	0,61	0,70
Oberboden, Wald	85	0,14	0,19	0,25	0,32	0,38
Oberboden, Grünland	59	0,10	0,12	0,16	0,18	0,23
Unterboden	113	0,07	0,10	0,14	0,19	0,23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	58	0,00047	0,00067	0,00091	0,00132	0,00153
Oberboden, Wald	86	0,00026	0,00043	0,00056	0,00070	0,00089
Oberboden, Grünland	60	0,00023	0,00027	0,00037	0,00045	0,00057
Unterboden	116	0,00016	0,00023	0,00034	0,00044	0,00054
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	229	0,21	0,29	0,49	0,63	0,86
Oberboden, Wald	236	0,13	0,19	0,24	0,30	0,40
Oberboden, Acker	81	0,08	0,09	0,11	0,14	0,15
Oberboden, Grünland	97	0,08	0,10	0,13	0,16	0,20
Unterboden	392	0,04	0,07	0,09	0,12	0,17
Untergrund	23	0,02	0,04	0,07	0,09	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	160	0,00032	0,00056	0,00090	0,00123	0,00163
Oberboden, Wald	191	0,00019	0,00034	0,00053	0,00074	0,00102
Oberboden, Acker	77	0,00015	0,00026	0,00050	0,00123	0,00086
Oberboden, Grünland	89	0,00017	0,00024	0,00034	0,00049	0,00058
Unterboden	362	0,00010	0,00017	0,00026	0,00035	0,00049
Untergrund	22	0,00003	0,00014	0,00017	0,00026	0,00032

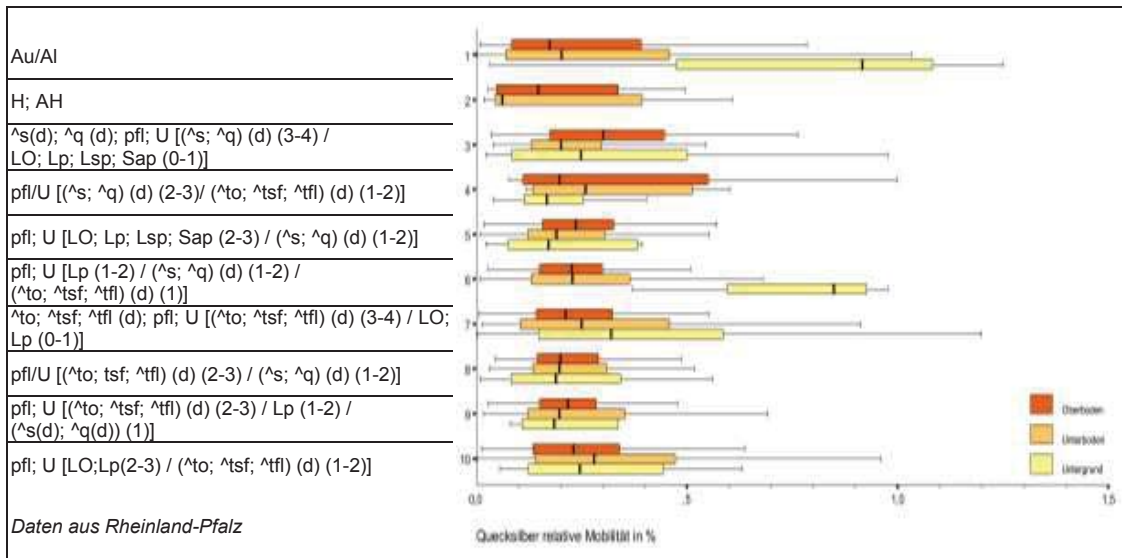


Abb. 54 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)

Waldoberböden, die geringfügig mehr Hg_{ges} als ihre Humusauflage enthalten, praktisch nur im Laubwald zu finden.

Auch die Daten aus dem gesamten Rheinland-Pfalz zeigen praktisch identische Werte für Waldoberböden der Quarzite und Schiefer, gleich wie hoch der Lösslehmantel ist (siehe Tab. 58 und 59). Tendenziell liegen die Hg_{ges} -Gehalte der Waldoberböden im Untersuchungsraum leicht unter den landesweiten Werten der jeweiligen Substratgruppen.

Mit zunehmender Tiefe gehen die Hg_{ges} -Gehalte allgemein kontinuierlich zurück. Unterhalb des meist nur geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizonts nimmt der Hg_{ges} -Gehalt durchschnittlich um etwa 25% ab. Sowohl im Verbreitungsgebiet der Quarzite als auch der Schiefer enthalten die eigentlichen Unterböden im Mittel 0,10 mg Hg_{ges} /kg, die Untergrundhorizonte 0,04 mg Hg_{ges} /kg. Dies entspricht auch etwa den landesweiten Werten für diese Substratgruppen und den lithogenen Gehalten der Ausgangsgesteine.

Wie schon erwähnt entspricht der Mobilgehalt in Waldoberböden mit durchschnittlich 0,49 $\mu g Hg_{mob}$ /kg fast der Konzentration der Humusauflagen. Die Mobilgehalte bewegen sich üblich zwischen 0,1 und 1,9 $\mu g Hg_{mob}$ /kg. Da ihr Hg_{ges} -Gehalt jedoch geringer ist, liegt der Mobilanteil am Hg_{ges} -Gehalt mit durchschnittlich 0,31% merklich über dem der Humusauflagen (0,18%). Der relative Anteil zeigt dabei eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert. In extrem sauren Waldoberböden mit pH-Werten < 3 liegt der mittlere Anteil bei 0,7%, während in dem am häufigsten vorkommenden pH-Bereich von 3 bis 4 nur durchschnittlich 0,3% des Hg_{ges} labil gebunden ist. Bei noch höheren pH-Werten halbiert sich der Anteil nochmals. Beim absoluten Mobilgehalt unterscheiden sich die extrem sauren und weniger sauren Böden deutlich geringer, da äußerst geringe pH-Werte fast nur im Nadelwald mit sehr mächtigen Humusauflagen vorkommen. Bei diesen Standorten verbleibt ein erheblicher Teil des Hg_{ges} in der Humusauf-lage.

Etwa in dem Maß wie die Hg_{ges} -Gehalte mit zunehmender Tiefe abnehmen, gehen auch die Mobilgehalte in den Waldböden zurück. Der Durchschnittswert der Unterböden erreicht im Untersuchungsraum mit 0,25 $\mu g Hg_{mob}$ /kg nur noch etwa die Hälfte des Oberbodens. Wie im gesamten Land unterscheiden sich Schiefer-haltige und quarzitisches Unterböden kaum.

In den Quarzit-reichen Untergrundhorizonten sind mit durchschnittlich 0,15 µg Hg_{mob}/kg die geringsten Mobilgehalte im gesamten Bodenprofil zu finden. Der Anteil am Hg_{ges} liegt bei einem Mittelwert von 0,26% leicht über dem Unterboden. Dies sind auch landesweit übliche Werte für Schiefer-reichen Untergrundhorizonte. Zwar konnten auf Blatt Morscheid-Riedenburg nur wenige Schiefer-reiche Untergrundhorizonte untersucht werden, aber ihr Mobilgehalt scheint fast auf dem Niveau ihrer Unterböden zu bleiben. Im landesweiten Vergleich ist ein mittlerer Mobilgehalt von 0,23 µg Hg_{mob}/kg und eine relative Mobilität von 0,5% für diese Horizonte überdurchschnittlich.

Der typische Konzentrationsbereich liegt in den Oberböden der **Moore** zwischen 0,09 und 0,40 mg Hg_{ges}/kg. Mit durchschnittlich 0,24 mg Hg_{ges}/kg enthalten sie weniger Hg_{ges} als die Humusaufgaben des Untersuchungsraums, aber mehr als die Waldoberböden. Die Gesamtbelastung der Moore dürfte aber nicht höher als in Waldböden liegen. Zwar ist das spezifische Gewicht deutlich geringer als das der Waldoberböden, jedoch sind die Horizonte weit mächtiger und zudem gehen in tieferen Moorhorizonten die Hg_{ges}-Gehalte meist nicht zurück, sondern steigen bei unterdurchschnittlichen Hg_{ges}-Konzentrationen im Oberboden sogar weiter leicht an.

Da etwa die Hälfte des landesweiten Datenbestandes für Moore aus dem Untersuchungsraum stammt, stimmen regionale und landesweite Werte weitgehend überein.

Der Vergleich organischer Schichten zeigt, dass die Mobilgehalte in Moorböden trotz niedrigerer pH-Werte geringer als in den Humusaufgaben sind. Bei pH-Werten zwischen 3,0 und 4,4 bewegen sich die Mobilgehalte in den Mooroberböden zwischen 0,10 und 0,94 µg Hg_{mob}/kg. Der Mittelwert beträgt 0,27 µg Hg_{mob}/kg. Der Mobilanteil am Hg_{ges}-Gehalt beträgt im Mittel 0,1% und reicht von 0,03 bis 0,2 %. In tiefer liegenden Moorhorizonten gehen diese Werte nochmals etwa um die Hälfte zurück. Dass der Mobilgehalt in Mooren geringer als in Mineralböden ist, wird auf die starke Bindung an die organische Substanz zurückgeführt (siehe Abb. 54).

Tab. 60 Quecksilber in (An-) Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	0,21	0,27	0,33	0,41	0,44
Unterboden	13	0,16	0,22	0,35	0,39	0,42
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	0,00014	0,00032	0,00074	0,00112	0,00142
Unterboden	13	0,00012	0,00021	0,00073	0,00117	0,00135

Substratunabhängig beträgt der Mittelwert in den landwirtschaftlich genutzten Oberböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg 0,09 mg Hg_{ges}/kg. Der Hg_{ges}-Gehalt streut nur sehr gering. Der Normalbereich in **Acker-** wie in **Grünlandoberböden** reicht im Untersuchungsraum von 0,06 bis 0,14 mg Hg_{ges}/kg. In keinem der untersuchten landwirtschaftlichen Böden wurden ungewöhnliche Hg_{ges}-Gehalte gefunden. Zwischen beiden Nutzungsgruppen bestehen keine signifikanten Unterschiede. Auch mit den landesweit geltenden statistischen Zahlen der verschiedenen Substrate zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung. Die Unterbodenhorizonte sind in der Regel Hg_{ges}-ärmer als ihre Oberböden.

Tab. 61 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	178	0,06	0,08	0,13	0,20	0,23
NH₄NO₃-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

Für alle landwirtschaftlich genutzten Oberböden gilt im Untersuchungsraum der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,5 mg Hg_{ges}/kg. Dieser wird in allen untersuchten Böden um deutlich mehr als die Hälfte unterschritten. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg Hg_{ges}/kg nicht annähernd erreicht.

In den Schiefer-haltigen Ackeroberböden wurde im Untersuchungsraum ein mittlerer Mobilgehalt von 0,19 µg Hg_{mob}/kg und ein durchschnittlicher Anteil am Hg_{ges}-Gehalt von 0,20% festgestellt. Der übliche Konzentrationsbereich bewegt sich zwischen 0,12 und 0,37 µg Hg_{mob}/kg. Zwar weisen die Grünlandböden überwiegend etwas niedrigere pH-Werte auf, aber auch sie liegen noch im Bereich der geringsten Hg-Mobilität (siehe Abb. 51). Da sie gleichzeitig ähnliche Hg_{ges}-Gehalte wie die Ackerböden besitzen, unterscheiden sie sich auch im Mobilgehalt nicht signifikant. Der Mobilanteil am Gesamtgehalt liegt mit 0,24% etwa auf dem Niveau der Ackerböden. Auch beim Mobilgehalt stimmen die Daten des Untersuchungsraums gut mit den landesweiten Daten überein.

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 10% dieses Prüfwertes erreicht keiner der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Oberböden.

4.2.8. Zink

Die Sedimentgesteine unterscheiden sich im Untersuchungsraum sehr deutlich im Zink- (Zn-) Gesamtgehalt. Schiefer 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. Sicherlich stammt aber ein gewisser Anteil im Boden - wenn auch in wesentlich geringerem Umfang als Blei und Quecksilber - auch aus atmosphärischen Einträgen.

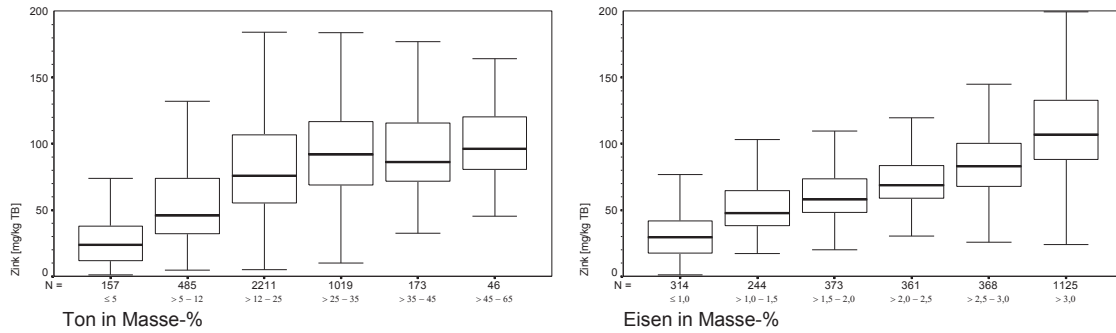


Abb. 55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

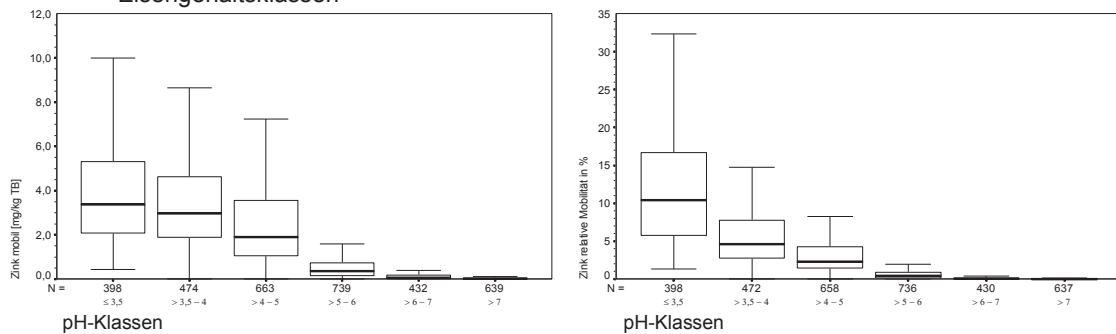


Abb. 56 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Bei typischen Gehalten von bis zu 5,4 Masse-% Eisen und 35 Masse-% Ton können in den Schieferhaltigen Oberböden Gehalte von 150 bis 200 mg Zn_{ges} /kg (siehe Abb. 55) auftreten.

Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3 -extrahierbar; Zn_{mob}) zeigt wie bei den meisten Elementen eine strenge Abhängigkeit von der Bodenreaktion (pH-Wert). Unter pH 5 steigt der mobile Anteil am Zn_{ges} exponentiell an (siehe Abb. 56). In sehr sauren Böden kann der leicht mobilisierbare Anteil auf 6 bis über 20% des Zn_{ges} -Gehaltes ansteigen. Unterhalb pH 5 steigt auch der absolute Zn_{mob} -Gehalt zunächst stark an. In sehr sauren Böden schwächt sich die Zunahme im Mittel jedoch ab.

Die räumliche Verteilung der Zn_{ges} -Gehalte zeigt wie bei Chrom und Nickel deutlich die Abhängigkeit von der geologischen Situation (siehe Kartenanlage). Quarzitische Oberböden mit geringem und hohem Lösslehm-Anteil liegen landesweit in der Gehaltsklasse 40 bis 60 mg Zn_{ges} /kg und sind damit vergleichsweise Zn-arm. Die in den Hochlagen des Hunsrücks vorkommenden Böden unterschreiten diesen Wertebereich deutlich. Die Lösslehm-armen Quarzitäböden enthalten im Mittel nur 26 mg Zn_{ges} /kg und überschreiten 40 mg Zn_{ges} /kg nur geringfügig. Etwas höhere Gehalte zeigen die Lösslehm-haltigen bis -reichen Böden, die durchschnittlich 31 mg Zn_{ges} /kg und selten mehr als 70 mg Zn_{ges} /kg enthalten. Diese Böden sind damit Zn-ärmer als im Landesdurchschnitt.

Im nordwestlichen Teil von Blatt Morscheid-Riedenburg tritt flächig die Gehaltsklasse 80 bis 100 mg Zn_{ges} /kg auf. Dort ist das Hauptverbreitungsgebiet der Schieferhaltigen Substrate. Die vielen in der thematischen Karte dargestellten Kreisdiagramme zeigen, dass die im Untersuchungsraum vorgefundenen Zn_{ges} -Gehalte meist über dem landesweiten Durchschnitt liegen. Der Mittelwert Schiefer-reicher

Oberböden befindet sich auf Blatt Morscheid-Riedenburg bei 115 mg Zn_{ges}/kg. Gehalte bis 150 mg Zn_{ges}/kg liegen dabei im Normalbereich. In Mischsubstraten, die sowohl Schiefer als auch Quarzit enthalten, steigt der Zn_{ges}-Gehalt deutlich mit dem Schieferanteil an.

Tab. 62 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

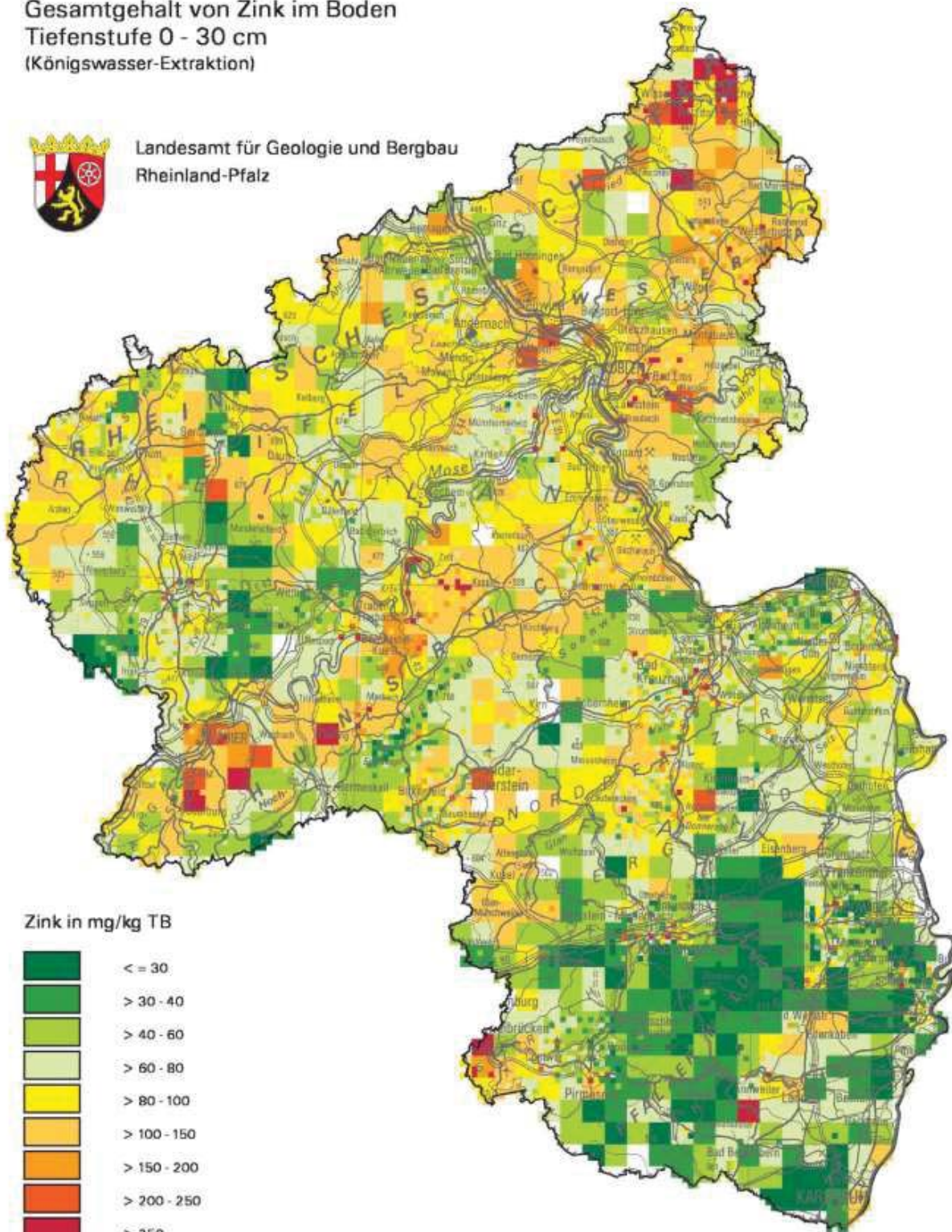
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
[^] s(d); [^] q (d); pfl; U [[^] s; [^] q] (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	31	62	65	73	82	84
Oberboden, Wald	38	18	32	59	79	91
Oberboden, Grünland	11	80	89	101	109	109
Unterboden	71	22	39	62	77	93
Untergrund	49	15	26	42	75	79
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	36	5,56	10,76	20,77	26,19	31,96
Oberboden, Wald	35	1,77	2,40	3,30	4,59	5,55
Oberboden, Grünland	10	0,11	0,59	1,19	1,42	1,55
Unterboden	64	0,46	0,74	1,11	1,59	2,06
Untergrund	39	0,08	0,19	0,35	0,58	0,73
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	86	61	72	91	104	137
Oberboden, Wald	97	24	37	47	54	75
Oberboden, Grünland	14	68	78	98	137	139
Unterboden	167	35	48	61	74	96
Untergrund	12	45	53	68	76	81
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	71	2,82	8,29	15,80	23,38	32,06
Oberboden, Wald	87	1,79	2,59	3,66	4,45	5,77
Oberboden, Grünland	11	<0,01	0,06	0,08	0,11	1,00
Unterboden	155	0,46	0,76	1,14	1,48	2,05
Untergrund	10	<0,01	0,18	0,54	2,72	3,52
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Pelit-/Schiefer-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [Lp (1-2) / ([^] s; [^] q) (d) (1-2) / ([^] to; [^] tsf; [^] tf) (d) (1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	68	63	74	88	105	121
Oberboden, Wald	87	39	52	73	96	114
Oberboden, Grünland	36	82	90	94	98	109
Unterboden	146	46	62	75	89	116
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	71	3,46	9,82	19,98	22,75	43,53
Oberboden, Wald	77	1,62	2,25	3,06	3,63	4,92
Oberboden, Grünland	40	0,07	0,32	0,70	1,58	1,63
Unterboden	137	0,30	0,68	0,95	1,32	1,91

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

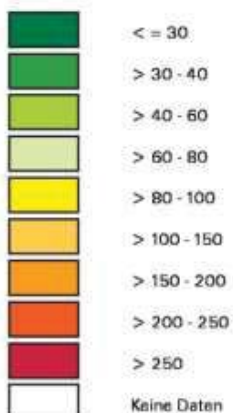
Gesamtgehalt von Zink im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

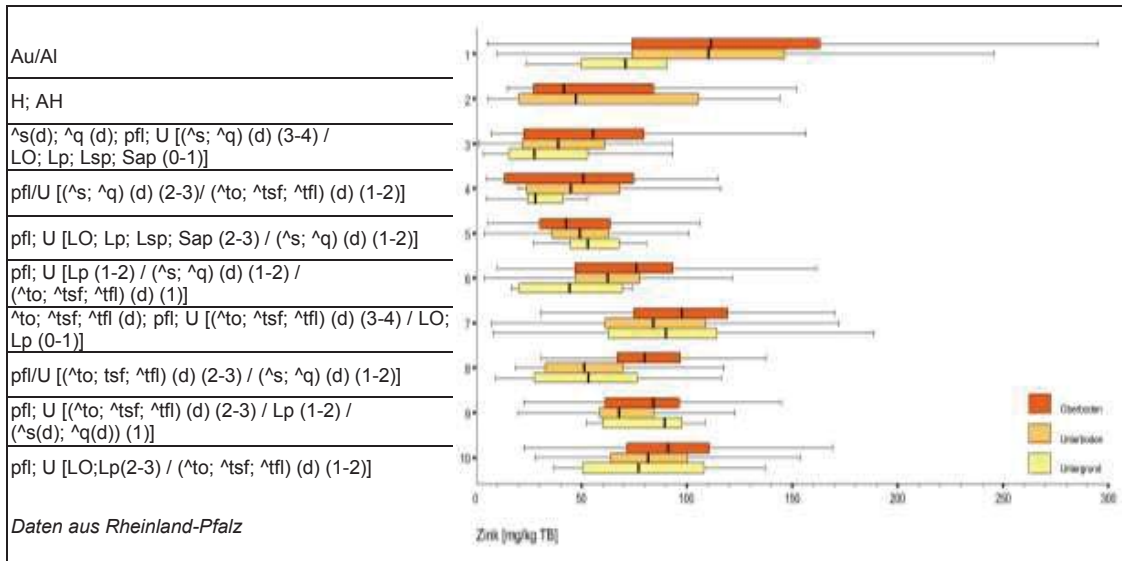


Abb. 57 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden (nutzungsunabhängig)

Die **Humusaufgaben** der **Waldböden** enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 68 mg Zn_{ges} /kg. Der typische Konzentrationsbereich reicht von 40 bis 150 mg Zn_{ges} /kg. In über 85 % Fälle enthält die Humusaufgabe mehr Zn_{ges} als der Oberboden. In den vergleichsweise Zn_{ges} -armen quarzitischen Böden ist dies besonders ausgeprägt. Im Mittel ist dort der Zn_{ges} -Gehalt in der Humusaufgabe fast doppelt so hoch wie im Oberboden, womit die Humusaufgabe in quarzitischen Waldböden die Schicht mit dem höchsten Zn_{ges} -Gehalt ist. Obwohl im Verbreitungsgebiet der Schiefer der mittlere Zn_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe mit 76 mg Zn_{ges} /kg etwas höher ist, steigt bei etwa einem Drittel der Schiefer-haltigen Waldböden der Zn_{ges} -Gehalt im Mineralboden weiter an.

Der Baumbestand hat keinen erkennbaren Einfluss auf die Zn_{ges} -Gehalte der Humusaufgabe und des Oberbodens. Die Gehaltsunterschiede sind im Laub-, Misch- oder Nadelwald zumindest bei Zn_{ges} -ärmeren Substraten nicht signifikant. Nur die geringmächtigen Laubwald-Humusaufgaben liegen im Verbreitungsgebiet des Schiefers mit durchschnittlich 85 mg Zn_{ges} /kg leicht bis mäßig über dem üblichen Niveau. Es ist anzunehmen, dass dies von eingemischtem Oberbodenmaterial verursacht wird.

Die im Untersuchungsraum vorgefundenen Zn_{ges} -Gehalte der Humusaufgaben sind typisch für Waldböden aus devonischen Gesteinen. Dass der Zn_{ges} -Gehalt des Oberbodens zumindest indirekt auch den der Humusaufgabe leicht beeinflusst, ist landesweit zu beobachten (siehe Tab. 62 und 63).

Trotz höherer pH-Werte sind die Mobilgehalte (Zn_{mob}) in Humusaufgaben weit höher als im Mineralboden. Im Untersuchungsraum liegt der mittlere Mobilgehalt in den Humusaufgaben bei 11 mg Zn_{mob} /kg, was 12% des Zn_{ges} -Gehaltes entspricht. Mobilgehalt und relative Mobilität sind aufgrund des stark schwankenden pH-Wertes äußerst variabel. Die Humusaufgaben im Laubwald besitzen aufgrund des höheren mittleren pH-Wertes einen vergleichsweise geringen Durchschnittswert von 7,5 mg Zn_{mob} /kg, während er im Nadelwald bei 15,7 mg Zn_{mob} /kg liegt. Bei allen Waldformen treten durch Bodenschutzkalkungen allerdings so große pH-Schwankungen und damit so extrem unterschiedliche Zn_{mob} -Gehalte auf, dass Mittelwerte für die Humusaufgabe eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben. Im Laubwald treten Mobilgehalte von 0,3 bis 20 mg Zn_{mob} /kg, im Nadelwald von 0,4 bis 30 mg Zn_{mob} /kg auf.

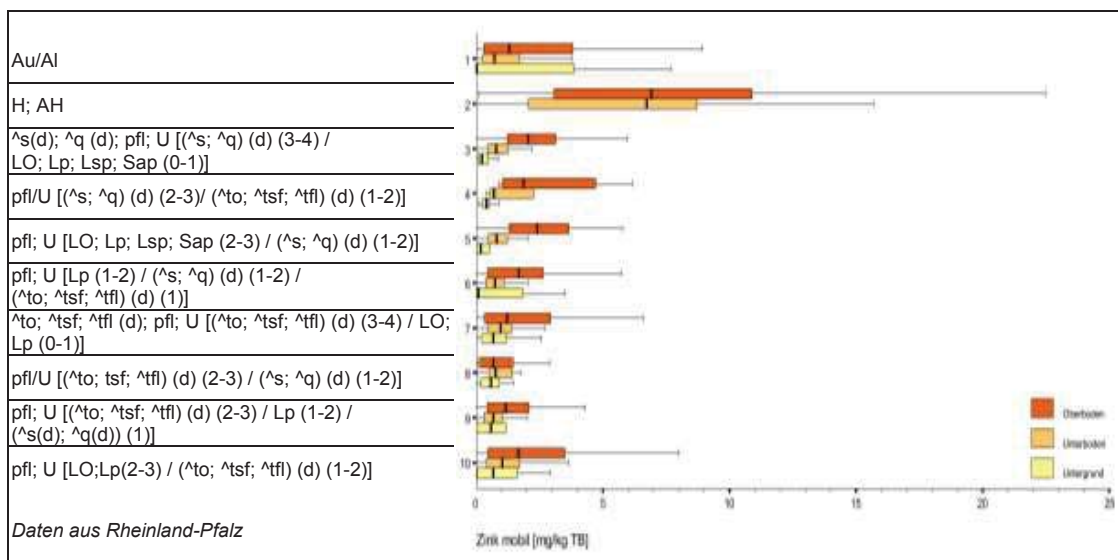


Abb. 58 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden (nutzungsunabhängig)

In frisch gekalkten Humusauflagen mit einem pH-Wert > 6 liegt der Mobilgehalt bei $< 1 \text{ mg Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$ und die relative Verfügbarkeit bei $< 1\%$. Etwa 15% der Humusauflagen des Untersuchungsraums sind mit pH-Werten < 3 äußerst sauer. In ihnen liegt der Mobilgehalt meist deutlich über $10 \text{ mg Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Bis zur Hälfte des Zn_{ges} -Gehaltes können dann in leicht verfügbarer Bindung vorliegen. Der Mobilgehalt in den Humusauflagen wird daher maßgeblich vom pH-Wert bestimmt.

Neben den Mooren sind die Quarzit-reichen **Waldböden** der Kammlagen von Hoch- und Idarwald die Zn-ärmsten Böden auf Blatt Morscheid-Riedenburg. Ihre Oberböden enthalten im Mittel nur $26 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$, etwa 20% weniger als landesweit. Konzentrationen zwischen 13 und $47 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ sind verbreitet anzutreffen. Die leicht unterdurchschnittlichen Zn_{ges} -Gehalte können durch die örtlich sehr geringen pH-Werte bei gleichzeitig hohen Jahresniederschlägen verursacht sein. Der pH-Wert beeinflusst nicht nur den Mobilgehalt (siehe unten), sondern auch den Zn_{ges} -Gehalt. Durch Bodenschutzkalkungen treten zwar pH-Werte < 3 selbst in quarzitischen Waldoberböden nicht häufig auf, aber mit durchschnittlich $19 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ sind sie deutlich Zn_{ges} -ärmer als jene mit höherem pH-Wert, die einen Mittelwert von $31 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ besitzen. Dieses deutet wie bei Chrom, Kupfer und Nickel auf eine durch extrem niedrige pH-Werte ausgelöste vertikale Verlagerung hin. Hierfür spricht auch, dass der Zn_{ges} -Gehalt unter dem obersten Mineralbodenhorizont in der Regel ansteigt. Schon der unter dem obersten Mineralbodenhorizont folgende Horizont besitzt einen um durchschnittlich 20% höheren Zn_{ges} -Gehalt. In den quarzitischen Unterböden, die keinen Schiefer als Nebenbestandteil besitzen, sind im Mittel schon $44 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ zu finden. Die Quarzit-reichen Untergrundhorizonte, die überwiegend in Basislagen entwickelt sind, sind mit durchschnittlich $22 \text{ mg Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ wieder deutlich Zn_{ges} -ärmer. Dass die Unterböden im Verbreitungsgebiet der Quarzite den höchsten Zn_{ges} -Gehalt besitzen, ist in abgeschwächter Form auch landesweit zu beobachten. Offensichtlich endet die vertikale Verlagerung aus dem Oberboden schon weitgehend im Unterboden und geht nicht über den Bodenbildungsbereich hinaus.

Beimengungen von Schiefer und Lösslehm führen in quarzitischen Böden zu merklich höheren Zn_{ges} -Gehalten. Im Untersuchungsraum wurden in den Waldoberböden dieser Mischsubstrate stark schwan-

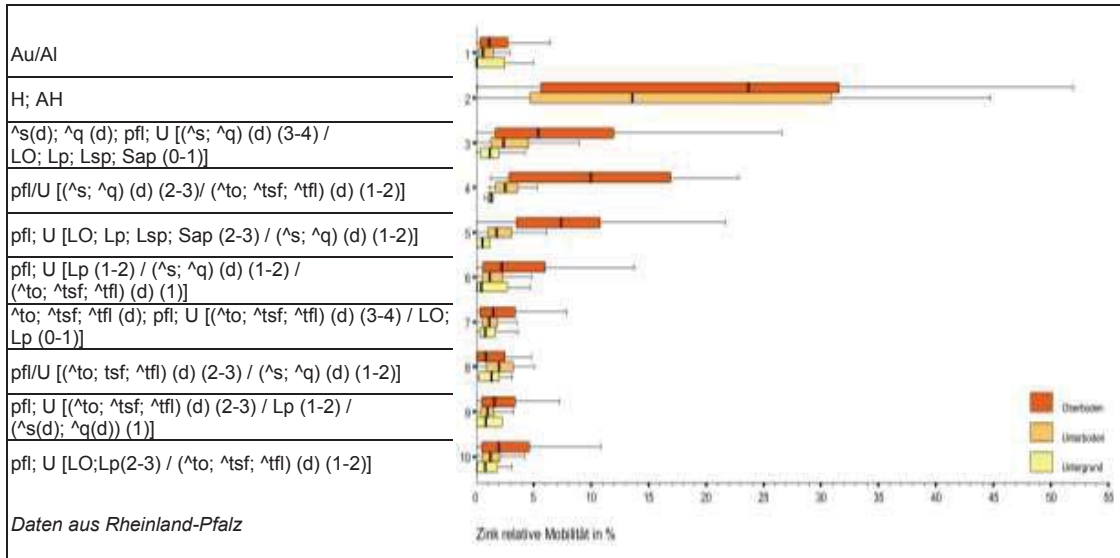


Abb. 59 Relative Mobilität von Zink im Boden (nutzungsunabhängig)

kende Konzentrationen zwischen 5 und 200 mg Zn_{ges} /kg festgestellt. Im Mittel sind es 52 mg Zn_{ges} /kg. Auch bei ihnen ist ein vertikaler Anstieg zum Unterboden hin auf durchschnittlich 64 mg Zn_{ges} /kg zu beobachten. Die Werte schwanken ähnlich stark wie im Oberboden. Die Lösslehm-freien Untergrundhorizonte, die zum Quarzit als Nebengemenge auch Schiefer enthalten, sind dann wieder fast so Zn_{ges} -arm wie die rein quarzitären Untergrundhorizonte.

Insgesamt liegen die Zn_{ges} -Gehalte in den quarzitären Waldoberböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg eher leicht unter dem Landesdurchschnitt.

Die Schiefer-reichen Waldoberböden des Untersuchungsraums enthalten im Mittel 60 mg Zn_{ges} /kg. Randlich der Quarzitzüge und in den Hochmulden sind sie vergleichsweise Zn_{ges} -arm. Es hat den Anschein, dass auf der Hunsrück-Hochfläche mit zunehmender Entfernung zu den Kammlagen die Waldböden Zn_{ges} -reicher werden.

Es besteht zudem ein großer Unterschied zwischen den Waldformen. Die Oberböden von Misch- und Nadelwald enthalten mit durchschnittlich 46 mg Zn_{ges} /kg vergleichsweise wenig Zn_{ges} . Landesweit sind für Waldoberböden aus devonischem Schiefer im Mittel mehr als 80 mg Zn_{ges} /kg zu erwarten. Dieses Konzentrationsniveau erreichen im Untersuchungsraum nur die Schiefer-reichen Böden im Laubwald, wobei die Werte mit 20 bis fast 250 mg Zn_{ges} /kg äußerst stark schwanken. Die Ursache für diese Unterschiede ist unklar, da die pH-Werte in den Oberböden der Laub- und Nadelwälder vergleichbar sind. Insgesamt sind die Schiefer-reichen Waldoberböden aber merklich Zn_{ges} -ärmer als die landwirtschaftlich genutzten Oberböden.

Typisch für alle Schiefer-reichen Waldböden ist die Zunahme der Zn_{ges} -Gehalte mit der Tiefe. Besonders ausgeprägt ist die Zunahme beim Übergang zu den Untergrundhorizonten. Wie beim Nickel nimmt dort der Zn_{ges} -Gehalt auf durchschnittlich 123 mg Zn_{ges} /kg besonders deutlich zu. Werte bis an 300 mg Zn_{ges} /kg wurden in den tiefliegenden Bodenhorizonten auf Blatt Morscheid-Riedenburg beobachtet. Die Konzentrationen ähneln dann denen der landwirtschaftlich genutzten Böden (siehe unten).

Die Mobilgehalte sind in Waldoberböden - von „frisch“ gekalkten Standorten abgesehen - weit geringer als in den Humusaufgaben. Im Mittel sind die Mobilgehalte im Waldoberboden um über 70% geringer als

Tab. 63 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)						
^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	145	68	82	102	119	147
Oberboden, Wald	166	60	83	101	116	150
Oberboden, Acker	83	99	124	137	148	170
Oberboden, Grünland	69	86	99	118	135	163
Unterboden	219	61	83	107	125	172
Untergrund	208	62	90	113	136	189
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	122	6,21	9,74	15,66	22,50	29,29
Oberboden, Wald	153	1,56	2,83	4,31	6,22	8,36
Oberboden, Acker	73	0,02	0,15	0,38	0,80	0,90
Oberboden, Grünland	67	0,22	0,64	1,04	1,64	2,24
Unterboden	210	0,40	0,91	1,34	1,84	2,72
Untergrund	183	0,18	0,63	1,07	1,61	2,32
Löss(-lehm)-haltig bis -führend (Anteil <2/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)] Angaben in mg/kg						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	65	57	70	84	96	106
Oberboden, Wald	87	50	63	82	96	107
Oberboden, Grünland	60	86	92	100	112	119
Unterboden	114	57	67	81	93	111
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	67	5,59	8,82	15,75	22,77	29,29
Oberboden, Wald	82	1,18	1,79	2,31	3,38	3,62
Oberboden, Grünland	61	0,15	0,46	0,99	1,79	2,24
Unterboden	114	0,29	0,66	0,99	1,32	2,01
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						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	239	69	82	100	114	144
Oberboden, Wald	246	61	81	100	115	153
Oberboden, Acker	84	86	110	131	142	166
Oberboden, Grünland	100	83	94	114	136	149
Unterboden	451	64	81	100	116	154
Untergrund	23	49	74	101	117	137
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	228	6,29	11,64	20,26	25,51	39,96
Oberboden, Wald	225	1,87	2,87	4,44	6,29	7,85
Oberboden, Acker	72	0,01	0,07	0,32	0,45	0,62
Oberboden, Grünland	92	0,34	0,73	1,12	2,12	2,15
Unterboden	428	0,38	1,02	1,59	2,26	3,39
Untergrund	22	<0,01	0,48	1,26	1,70	5,38

in der Humusaufage. Obwohl der pH-Wert in den Waldoberböden fast ausnahmslos niedriger als in den Humusaufagen ist, liegt der mittlere Anteil am Zn_{ges} -Gehalt bei „nur“ 7%. 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.

Beim Mobilgehalt unterscheiden sich quarzitische und Schiefer-reiche Waldoberböden. Trotz geringerer Zn_{ges} -Gehalte sind die Mobilgehalte in den Quarzit-haltigen Oberböden des Untersuchungsraums im Mittel mit 2,5 mg Zn_{mob}/kg höher als im Verbreitungsgebiet der Schiefer. Dies entspricht einem mittleren Anteil am Zn_{ges} -Gehalt von 8 %. Extrem saure quarzitische Waldoberböden ($pH \leq 3$) und jene mit dem am häufigsten vorkommenden pH-Bereich von 3 bis 4 unterscheiden sich nicht im absoluten Mobilgehalt, aber sehr deutlich in der relativen Verfügbarkeit. Der mittlere Mobilanteil am Zn_{ges} -Gehalt ist in den extrem sauren Waldoberböden mit 16% doppelt so hoch wie in den weniger sauren Oberböden.

In den überwiegend Schiefer-reichen Oberböden liegt der mittlere Mobilgehalt bei 1,7 mg Zn_{mob}/kg , was einer Verfügbarkeit am Zn_{ges} von nur 3 % entspricht.

In den Waldoberböden aller Substrate können Werte zwischen 0,8 und 7,0 mg Zn_{mob}/kg auftreten. Diese Werte decken sich gut mit den landesweiten substratabhängigen Daten (siehe Tab. 62 und 63).

Der Mobilgehalt nimmt in Waldböden mit der Tiefe fast immer deutlich ab. Vom Oberboden zu den Unterböden geht er durchschnittlich um 58% zurück. In den quarzitischen Unterböden liegt der mittlere Mobilgehalt bei 0,77 mg Zn_{mob}/kg und in den Untergrundhorizonten bei 0,21 mg Zn_{mob}/kg . Dies entspricht einem Anteil am Zn_{ges} von 2 bzw. 1 %. Wie im Oberboden liegen die Mobilgehalte der Schiefer-reichen Unterboden- und Untergrundhorizonte trotz vertikal ansteigender Zn_{ges} -Gehalte im Mittel etwas niedriger. Die relative Verfügbarkeit beträgt in den Schiefer-reichen Untergrundhorizonten nur noch 0,3 %.

Anders als bei Chrom oder Nickel sind die Zn_{ges} -Gehalte der **Moore** im Untersuchungsraum deutlich geringer als die der Humusaufagen. In den obersten Horizonten wurden bei durchschnittlich 30 mg Zn_{ges}/kg Konzentrationen zwischen 15 und 64 mg Zn_{ges}/kg festgestellt. Obwohl etwa die Hälfte des landesweiten Datenbestandes für Moore aus dem Untersuchungsraum stammt, weichen die regionalen merklich von den landesweiten Werten ab. Die Zn_{ges} -Gehalte erscheinen im Untersuchungsraum eher leicht unterdurchschnittlich und anders als in anderen Gegenden nehmen die Zn_{ges} -Gehalte mit der Tiefe meist ab. Sicherlich beeinflusst die geologische Situation der Umgebung die Stoffgehalte in den Mooren, aber um dies genauer abschätzen zu können, ist der verfügbare Datenbestand noch zu gering.

Tab. 64 Zink in (An-) Mooren

(An-)Moor						
<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, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	27	39	64	127	104
Unterboden	13	19	47	107	128	144
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	3,1	6,9	10,9	14,8	22,5
Unterboden	12	1,9	6,5	8,3	13,3	15,7

Gerade unter Berücksichtigung der geringen Dichte sind die Zn_{ges} -Gehalte der Moorböden im Untersuchungsraum als gering einzustufen.

Wie in den Humusauflagen sind auch in den Moorböden die Mobilgehalte und der verfügbare Anteil am Zn_{ges} ungleich höher als in Mineralböden. In Ober- wie Unterböden wurden im Untersuchungsraum Mobilgehalte zwischen 1 und 17 mg Zn_{mob}/kg vorgefunden. Dies entspricht einem Anteil am Zn_{ges} von 4 bis 50%. Am häufigsten treten Werte zwischen 25 und 35% auf, womit der Mobilanteil deutlich höher als selbst in Humusauflagen ist. Neben dem pH-Wert verursachen vermutlich die anaeroben Verhältnisse in den wassergesättigten Horizonten das ungewöhnliche hohe Maß der Verfügbarkeit. Bei pH-Werten $< 3,5$ ist mindestens $\frac{1}{4}$ des Zn_{ges} nur labil gebunden. Trotz vergleichbar geringer Zn_{ges} -Gehalte steht der Vegetation eine verhältnismäßig große Menge an Zn zur Verfügung.

Die Zn_{ges} -Gehalte der **Ackerböden** auf Blatt Morscheid-Riedenburg sind typisch für Substrate mit einem hohen Anteil devonischer Schiefer. Bei einem Durchschnittswert von 134 mg Zn_{ges}/kg bewegen sie sich im landesweit üblichen Konzentrationsbereich von 100 bis 150 mg Zn_{ges}/kg . Einzig ein Ackeroberboden bei Thalfang weist mit 264 mg Zn_{ges}/kg einen auffallenden Wert auf. Dieser Standort war auch mit einem mäßig erhöhten Bleigehalt (siehe 4.2.2.) von 95 mg Pb_{ges}/kg aufgefallen. Zumindest beim Blei sind geogene Ursachen wahrscheinlich. Dies ist zudem der einzige Ackerboden, in dem eine nennenswerte Überschreitung des strengeren Grenzwertes der AbfklärV (1992) von 150 mg Zn_{ges}/kg zu beobachten war. Dass die Zn_{ges} -Gehalte - wie auch die Nickelgehalte - ähnlich wie die der Untergrundhorizonte im Wald sind, unterstützt die Beobachtung, dass die Ackerböden sich überwiegend auf erodierten Standorten befinden und dass heute häufig in der früheren Basislage gepflügt wird (siehe auch 2.2).

Die für Ackerböden niedrigen pH-Werte führen dazu, dass für die überwiegend lehmigen Böden im Untersuchungsraum weiträumig der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges}/kg gilt. Wie beim Nickel überschreiten alle untersuchten Ackeroberböden deutlich diese Konzentration. 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 heranzuziehen (siehe unten).

Bei einem Mittelwert von 0,34 mg Zn_{mob}/kg wurden in den Ackerböden typische Mobilgehalte von 0,08 bis 2,3 mg Zn_{mob}/kg festgestellt. Damit bewegt sich der relative Mobilanteil überwiegend zwischen 0,1 und 2 % des Zn_{ges} -Gehaltes. Die Höhe des Mobilgehaltes wird wie in allen Böden maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Zn_{ges} -Gehalt gesteuert.

Bei etwa jedem 10. Ackerboden ist im Untersuchungsraum damit zu rechnen, dass die Mobilgehalte über dem Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 2 mg Zn_{mob}/kg liegen. Es sind die Standorte, die für Ackerböden ungewöhnlich niedrige pH-Werte von < 5 besitzen. Es entspricht dem natürlichen geochemischen Verhalten des Zn, dass in solch sauren Böden der Mobilanteil am Zn_{ges} über 2 % liegt. Bei typischen Zn_{ges} -Gehalten von > 100 mg Zn_{ges}/kg ist daher ein Überschreiten des Prüfwertes zu erwarten. Liegt der pH-Wert bei < 5 , 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.

Wie bei den Schwermetallen Cadmium und Nickel sind die Zn_{ges} -Gehalte in den **Grünlandböden** vergleichbar mit den Ackerböden, allerdings liegt der mittlere Mobilgehalt in den Grünlandböden etwa 5-mal so hoch. Im Mittel enthalten die Schiefer-haltigen Grünlandoberböden 125 mg Zn_{ges}/kg und der typische

Konzentrationsbereich reicht in Ober- wie Unterböden von 90 bis 160 mg Zn_{ges}/kg. Dies stimmt sehr gut mit den landesweiten Daten überein (siehe Tab. 63).

Die Zn_{ges}-Gehalte in den carbonatfreien Auenlehmen werden von der Herkunft der Sedimente bestimmt. Im Bereich der Hunsrückhochfläche sind Gehalte wie in den Schiefer-haltigen Böden zu erwarten, während die sandigeren Auenböden nahe der Quarzzüge um die 25% weniger Zn enthalten sollten.

Bei einem Mittelwert von 1,5 mg Zn_{mob}/kg bewegen sich die Mobilgehalte in den Schiefer-haltigen Grünlandoberböden des Untersuchungsraums meist zwischen 0,5 und 3 mg Zn_{mob}/kg. Je nach pH-Wert liegt der Anteil am Zn_{ges}-Gehalt meist zwischen 0,2 und 2,2%. Da sie für diese Nutzung vergleichsweise geringe pH-Werte besitzen, liegen die Mobilgehalte im Untersuchungsraum tendenziell leicht über dem Landesdurchschnitt.

Die Mobilgehalte scheinen in den Auenböden höher als in den Schiefer-haltigen Böden zu sein. Eine zu geringe Anzahl untersuchter Grünlandböden verhindert zwar eine statistische Absicherung, aber die in Auen befindlichen Grünlandböden zeigen selbst bei vergleichsweise günstigen pH-Werten auffällig hohe Mobilgehalte. Werte zwischen 3 und 5 mg Zn_{mob}/kg sowie eine hohe relative Verfügbarkeit von etwa 2 bis 5% sind in ihnen zu erwarten. Wie beim Nickel scheint der Mobilgehalt in wasserbeeinflussten Horizonten unabhängig von pH-Wert und Zn_{ges} überproportional stark anzusteigen.

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen wird aber in den untersuchten Grünlandböden immer und überwiegend deutlich unterschritten.

Tab. 65 Zink 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	103	78	109	136	178	216
Unterboden	180	72	108	136	172	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

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 (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995). 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. Die PCB fanden als Transformatorenöl, Hydrauliköl, Kühl- und Formulierungsmittel Verwendung. Wegen zahlreicher Isomere ist die Analytik schwierig.

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. 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, 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.

Tab. 66 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden (Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg)

	Stoffgruppe	oSW1	< oSW1		≥ oSW1		Σ Anzahl
			Anzahl	%	Anzahl	%	
<u>Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02):</u> (multifunktionelle Nutzung)	Σ-PCB (PCB ₆)	10 µg/kg TB	47	100	0	0	47
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	1.000 µg/kg TB	41	87	6	13	47
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	38	81	9	19	47
<u>Vorsorgewert für organische</u> <u>Stoffe (BBodSchV 1999)</u>		Vorsorgewert*	< Vorsorgewert		≥ Vorsorgewert		Σ
	Σ-PCB (PCB ₆)	50 µg/kg TB	24	100	0	0	24
		100 µg/kg TB	23	100	0	0	23
	BaP	300 µg/kg TB	24	100	0	0	24
		1.000 µg/kg TB	23	100	0	0	23
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	3.000 µg/kg TB	23	96	1	4	24
10.000 µg/kg TB		23	100	0	0	23	

* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

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

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

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) 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 (BLUME 1990). 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 neuroaktiven Insektizide Dieldrin, Endrin und Heptachlor, deren Anwendung schon seit Jahrzehnten untersagt ist, konnten in keinem der untersuchten Böden nachgewiesen werden. Die ebenfalls schon langjährig verbotenen Verbindungen Aldrin und Methoxychlor wurden nur einmal in einem Waldoberboden und einmal in einem Moor nachgewiesen. Die Konzentrationen erreichten aber gerade die Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg.

Das im Boden extrem beständige Heptachlorepoxyd, das eine erheblich höhere insektizide Wirkung als die Ausgangssubstanz Heptachlor besitzt, wurde ebenfalls in nur einem Waldoberboden gefunden. Immerhin wurde dort eine Konzentration von 8 µg/kg erreicht. Dies wird als unspezifischer Einzelbefund gewertet, da der Nachweis von Heptachlorepoxyd, insbesondere im Wald, allgemein nur außergewöhnlich selten gelingt.

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	47	98	1	2
Dieldrin	48	100	0	0
Endrin	48	100	0	0
Heptachlor	48	100	0	0
Heptachlorepoxyd	47	98	1	2
o,p'-DDD	47	98	1	2
p,p'-DDD	40	83	8	17
o,p'-DDE	42	88	6	12
p,p'-DDE	26	54	22	46
o,p'-DDT	44	92	4	8
p,p'-DDT	27	56	21	44
α-HCH	48	100	0	0
β-HCH	48	100	0	0
γ-HCH (Lindan)	48	100	0	0
δ-HCH	47	98	1	2
Methoxychlor	47	98	1	2
HCB	38	79	10	21
Pentachlorphenol	37	77	11	23

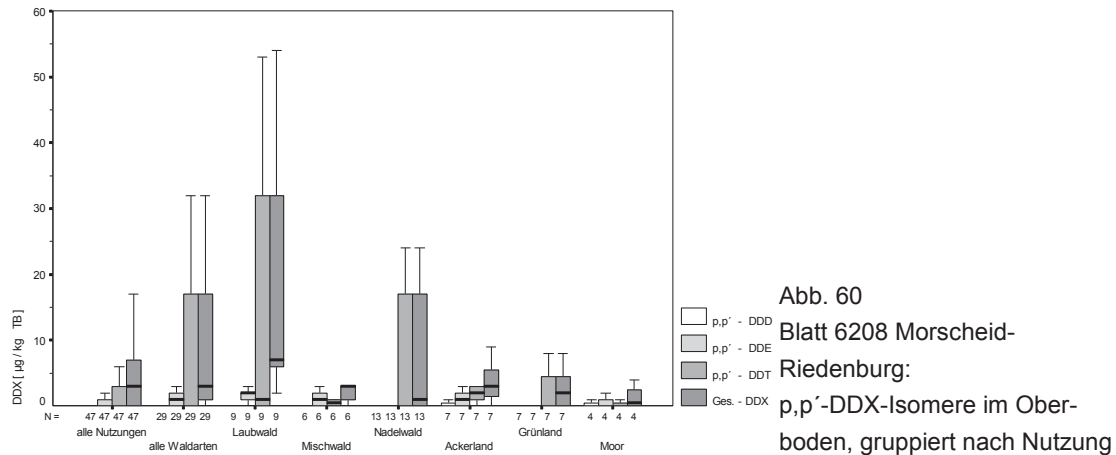
Tab.68 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze

Für das Insektizid Lindan, dem γ -Isomer des Hexachlorcyclohexans (HCH), gilt seit 1986 ein landesweites und seit 1998 ein bundesweites 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

Tab. 69 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	917	294	<1	5	39	133	100
	6208	48	15	<1	3	7	23	20
alle Waldarten	RP	258	46	1	6	25	83	61
	6208	30	8	<1	3	17	30	32
Laubwald	RP	124	16	2	6	20	42	47
	6208	10	1	2	7	32	54	54
Mischwald	RP	65	11	2	9	36	101	81
	6208	6	1	1	3	3	26	3
Nadelwald	RP	67	19	<1	3	70	112	153
	6208	13	6	<1	1	18	21	24
Moor ²	RP	5	2	<1	1	3	4	4
	6208	4	2	<1	<1	3	4	4
Ackerland	RP	244	85	<1	4	34	84	85
	6208	7	2	<1	3	6	9	9
Grünland	RP	177	113	<1	<1	2	15	6
	6208	7	3	<1	2	5	8	8

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher



enthält, darf schon seit 1980 nicht mehr für diese Zwecke appliziert werden. Dieser Wirkstoff wird allerdings noch produziert und kann zur Bekämpfung von Schaben und Kopfläusen Verwendung finden. Ebenfalls ist es erlaubt, Holzschutzmitteln Lindan zuzusetzen, allerdings verzichtet die Industrie mittlerweile freiwillig darauf, diesen Stoff einzusetzen (WWF 2002). 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 20 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. Auch im Untersuchungsraum wurde in keinem Oberboden γ -HCH nachgewiesen. Während die Isomere α -, β -HCH ebenfalls in keinem Boden gefunden wurden, gelang überraschend in einem Moorboden der Nachweis von δ -HCH. Die Konzentration von 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ist eher gering und sicherlich nicht typisch für diese Böden bzw. Nutzung.

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 Wein- und Obstbau, aber auch im Ackerbau. Laut Gefahrstoffdatenbank der Länder (GDL) wurde er zudem im Forst verwendet. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Böden zu finden, die durch Wein- und Obstbau genutzt werden (HAUENSTEIN & BOR 1998, HAUENSTEIN 2009). 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.

In den aus dem Untersuchungsraum stammenden Bodenproben wurden noch in fast 70% der Fälle DDX-Rückstände festgestellt. Dies ist für ländlich geprägte Räume ohne nennenswerten Anteil an Sonderkulturen ein typischer Wert. Der nutzungsunabhängige Mittelwert beträgt auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* 3 μg Σ -DDX/kg. Dies entspricht weitgehend den spezifischen Mittelwerten der Hauptnutzungsklassen Wald, Acker und Grünland. Allerdings streuen die Werte im Vergleich der letzten Jahre stärker, was vor allem durch Bodenproben der Laubwälder verursacht wird.

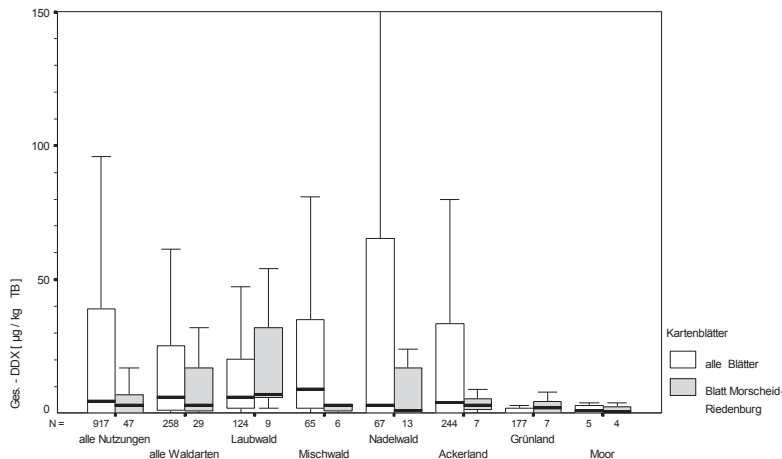


Abb. 61
Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Auch wenn in den Bodenzustandsberichten der letzten Jahren, die wie der Untersuchungsraum in einem ausgesprochen ländlichen Raum liegen (Westerburg, Rockenhausen (HAUENSTEIN 2003, 2006)), vergleichbar niedrige Mittelwerte für die **Waldoberböden** berechnet wurden, ist die relativ starke Streuung der Messwerte auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* auffallend. In 2 Laubwaldoberböden wurden immerhin Gehalte von über 50 µg Σ-DDX/kg festgestellt. In der Umgebung des angrenzenden Birkenfelds, das eines der kommenden Untersuchungsräume ist, wurden im Wald deutlich geringere Konzentrationen gefunden. Mehr als 7 µg Σ-DDX/kg enthielt dort nur ein einziger Waldoberboden, während auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* fast 20% der untersuchten Waldstandorte über diesem Wert liegen. Eine signifikante räumliche Häufung von erhöhten Konzentrationen ist nicht zu beobachten (siehe Kartenanlage). Die Ursache für die örtlich leicht erhöhten Gehalte in den Waldoberböden ist im Rahmen dieser Untersuchung nicht zu finden.

Die Gehalte der Isomere o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE und o,p'-DDT liegen auch in Waldböden meist 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. Das Isomer p,p'-DDT wurde noch in etwa 40% und das minder toxische Abbauprodukt p,p'-DDE in etwa 55% der untersuchten Waldoberböden gefunden. Bei einem Gesamtgehalt von unter 7 µg Σ-DDX/kg ist das p,p'-DDE das dominante Isomer. Bei höheren Gesamtgehalten überwiegt noch meist der eigentliche Wirkstoff p,p'-DDT deutlich.

Bei der vor über zwei Jahrzehnten im Rahmen des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) erfolgten Beprobung wurde für die Oberböden der Nadelwälder noch ein Median von 94 µg Σ-DDX/kg und ein 90. Perzentil von 178 µg Σ-DDX/kg ermittelt. Für die gleiche Nutzungsgruppe liegen Mittelwert und 90. Perzentil nur noch bei 1 bzw. 21 µg Σ-DDX/kg. Daher werden die heute in den Wäldern gefundenen Konzentrationen als allgemeine ubiquitäre (Alt-) Belastung bewertet.

In den landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums ist die DDX-Belastung weitgehend abgeklungen. Die **Acker- und Grünlandböden** enthalten im Mittel lediglich 3 bzw. 2 µg Σ-DDX/kg, womit die Mittelwerte sich nur wenig über der Bestimmungsgrenze befinden. In einem Drittel der landwirtschaftlich genutzten Böden konnten weder Wirkstoff noch Abbauprodukte nachgewiesen werden. Sofern Verbindungen der DDX-Gruppe belegbar waren, handelte es sich um die Isomere p,p'-DDT und/oder p,p'-DDE. Maximal wurden in diesen Böden 9 µg Σ-DDX/kg gemessen.

Für einen ländlich geprägten Raum sind die Anzahl der Σ-DDX-Nachweise und das Maß der Streuung in den landwirtschaftlich genutzten Böden leicht überdurchschnittlich. Insgesamt können die Konzentrationen aber als sehr gering bewertet werden.

Tab. 70 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	916	554	<1	<1	2	4	7
	6208	48	38	<1	<1	<1	3	<1
alle Waldarten	RP	258	208	<1	<1	<1	3	<1
	6208	30	29	<1	<1	<1	<1	<1
Laubwald	RP	124	107	<1	<1	<1	2	<1
	6208	10	10	<1	<1	<1	<1	<1
Mischwald	RP	65	49	<1	<1	<1	3	<1
	6208	6	6	<1	<1	<1	<1	<1
Nadelwald	RP	67	51	<1	<1	<1	6	<1
	6208	13	13	<1	<1	<1	<1	<1
Moor ²	RP	5	4	<1	<1	<1	1	<1
	6208	4	4	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	243	70	<1	1	3	6	11
	6208	7	2	<1	3	5	8	8
Grünland	RP	177	114	<1	<1	1	3	5
	6208	7	3	<1	1	3	3	3

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

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 Flammhemmstoff 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).

Der Nachweis von HCB in Böden gelingt heute meist nur noch auf Ackerflächen. Vor knapp 20 Jahren waren HCB-Spuren noch in fast jedem 2. Waldoberboden nachweisbar (HAUENSTEIN & BOR 1996).

In praktisch allen untersuchten Waldoberböden lagen die HCB-Gehalte auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Bodenzustandsberichte der letzten Jahre.

Zwar konnten im Untersuchungsraum nur eine relativ geringe Anzahl an Acker- und Grünlandböden beprobt werden, aber es ist davon auszugehen, dass in mindestens der Hälfte der Standorte noch Spuren dieses Schadstoffes nachweisbar sind. In Ackerböden wurden bis zu 8 µg/kg und in Grünlandböden bis zu 3 µg/kg gefunden. Dies sind Gehalte, die gängige Prüfwerte weit unterschreiten. Die gefundenen Werte sind als geringe ubiquitäre Hintergrundbelastung anzusehen.

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.

Tab. 71 Pentachlorphenol (PCP) 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	517	462	<1	<1	<1	1	<1
	6208	48	37	<1	<1	<1	4	<1
alle Waldarten	RP	178	144	<1	<1	<1	3	<1
	6208	30	20	<1	<1	3	7	10
Laubwald	RP	89	66	<1	<1	1	4	5
	6208	10	8	<1	<1	<1	8	<1
Mischwald	RP	40	36	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	6	4	<1	<1	10	10	10
Nadelwald	RP	47	40	<1	<1	<1	2	<1
	6208	13	7	<1	<1	3	4	4
Moor ²	RP	5	5	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	4	4	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	142	131	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	7	6	<1	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	140	136	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	7	7	<1	<1	<1	<1	<1

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

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 gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992).

Wie bei den vorangegangenen Berichten konnte PCP in landwirtschaftlich genutzten Böden praktisch nicht nachgewiesen werden. Lediglich in einem Ackerboden des Untersuchungsraums wurde die Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg erreicht. Sie sind damit mit diesem Schadstoff so gut wie unbelastet.

Auch in den Waldböden des Untersuchungsraums gelang der Nachweis von PCP überwiegend nicht. Allerdings wurden in etwa jedem Dritten der untersuchten Waldoberböden Spuren dieses Stoffes gefunden. Meist liegt die Konzentration nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze. In 3 Waldoberböden wurden mit Gehalte zwischen 10 und 12 µg/kg die Höchstwerte auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* gefunden. Dass PCP sich in Waldoberböden häufiger nachweisen lässt als in landwirtschaftlich genutzten Böden, ist im gesamten Land zu beobachten.

Die Situation bezüglich der PCP-Rückstände in den Oberböden des Untersuchungsraums ist recht positiv zu bewerten.

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

(ULRIKE ZOLLFRANK & MATTHIAS HAUENSTEIN)

Obwohl polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) unter aeroben Bedingungen prinzipiell abbaubar und einige PAK auch in anaerobem Milieu umsetzbar sind, werden sie in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Eine ver-

tikale Verlagerung erfolgt durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden. Im Unterboden dominieren im Vergleich zum Oberboden die niedermolekularen PAK. Die Aufnahme über die Pflanzen ist von untergeordneter Bedeutung (HARTMANN 1995, WIEBER 2004).

Bei den untersuchten Einzelkomponenten (siehe Tab. 72) wurden neben den in der EPA-Liste aufgeführten 16 PAK zusätzlich die Parameter Benzo(e)pyren und Anthanthren in den Untersuchungsumfang aufgenommen. Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK₁₆). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung der PAK zu beurteilen. Der Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen gestaltet sich dennoch aufgrund verschiedenartiger PAK-Summenbildung teilweise schwierig (Σ nach TVO, Σ nach JONECK & PRINZ 1993).

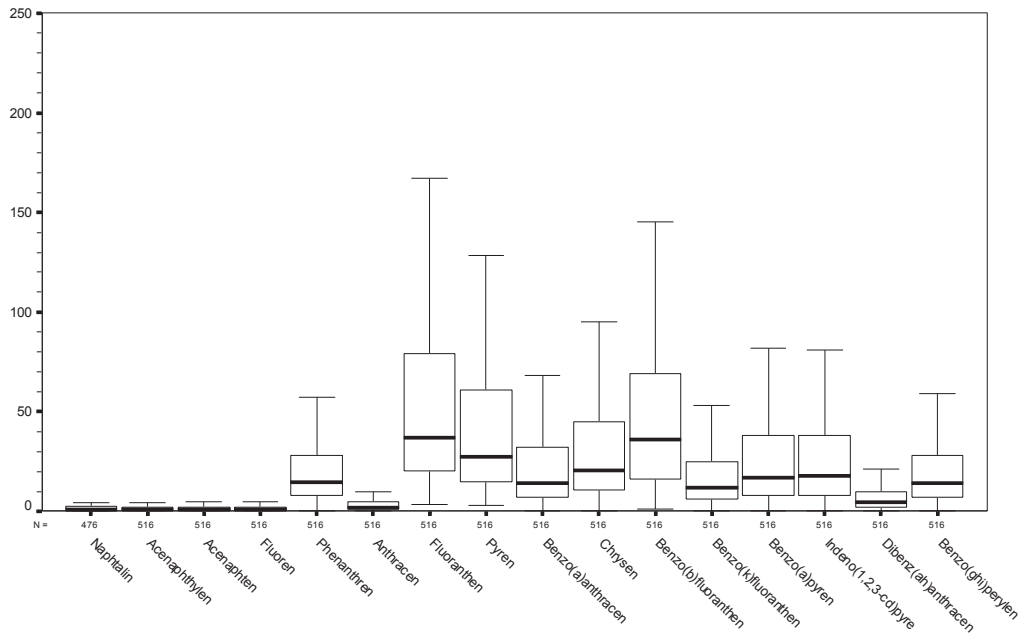
Neben der Gesamtbelastung charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragungssituation. Ohne direkten Emittenteneinfluss stellt sich in mitteleuropäischen Böden ein typisches ubiquitäres Hintergrundprofil ein. Da ein Vergleich aller Einzelkomponenten schwierig und unübersichtlich ist, kann zur Charakterisierung z.B. der Benzo(a)pyren (BaP) -Anteil am PAK₁₆-Gehalt oder das Verhältnis 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 bis Pyren (C₁₀H₈ – C₁₆H₁₀)). Zur Gruppe der höhermolekularen PAK (PAK_{16h}) zählen die Komponenten Benzo(a)anthracen bis Benzo(g,h,i)perylen (C₁₈H₁₂ – C₂₂H₁₂). Ist das PAK_{16n}/PAK_{16h}-Verhältnis (PAK_{16n}/h) kleiner 1, überwiegen höhermolekulare PAK. Tendenziell steigt der Index-Wert bei sinkender Gesamtbelastung. Die Betrachtung von PAK-Profilen und Komponentenverhältnissen sollte allerdings nutzungsbezogen erfolgen. In Waldböden verbleibt ein hoher Anteil der PAK-Immissionen in der organischen Auflage (JONECK & PRINZ 1993) und aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit der PAK_{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}.

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. 72, Abb. 62):

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

Die quantitativ wichtigsten Verbindungen der PAK₁₆ sind allgemein Fluoranthen und Benzo(b)fluoranthen, die gemeinsam einen Anteil von etwa 30% an den PAK₁₆-Verbindungen besitzen. Gefolgt werden sie von 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 bzw. Benzo(b)fluoranthen-Gehalt. 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 (TEBAAY et al. 1993) und wurde im Prinzip in allen bislang untersuchten Gebieten gefunden. Allerdings weisen Konzentrationshöhe und gewisse Verschiebungen innerhalb dieser Reihenfolge auf unterschiedliche Eintragungssituationen und Bodennutzungen hin.

Rheinland-Pfalz



Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

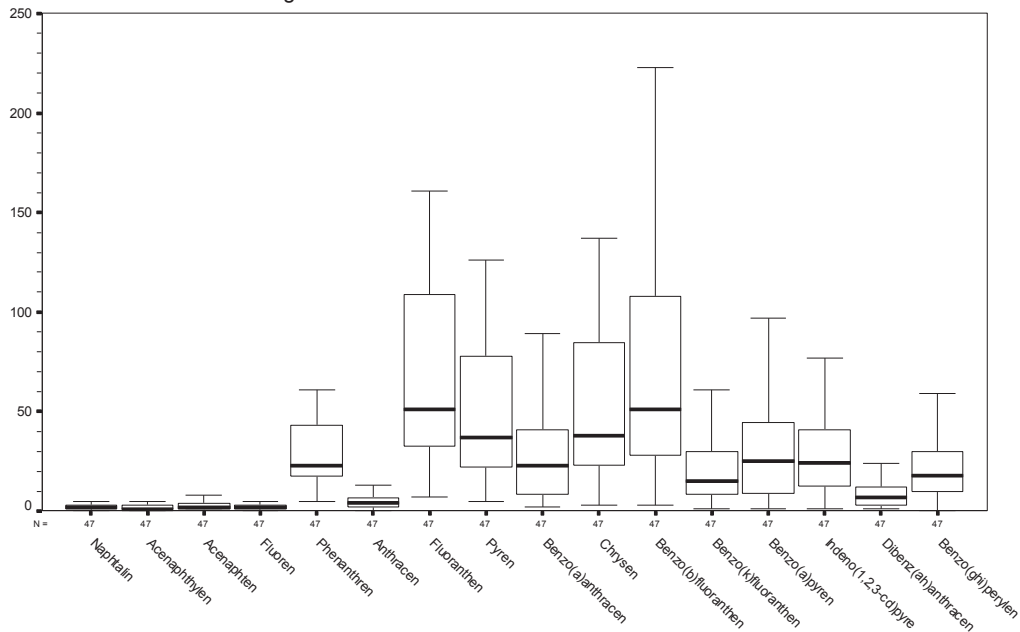


Abb. 62 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

Die bislang aus Rheinland-Pfalz vorliegenden Daten zeigen, dass die Niederschlagsmenge und die Bevölkerungsdichte bzw. der Industrialisierungsgrad einer Region den PAK₁₆-Gehalt der Böden spürbar 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

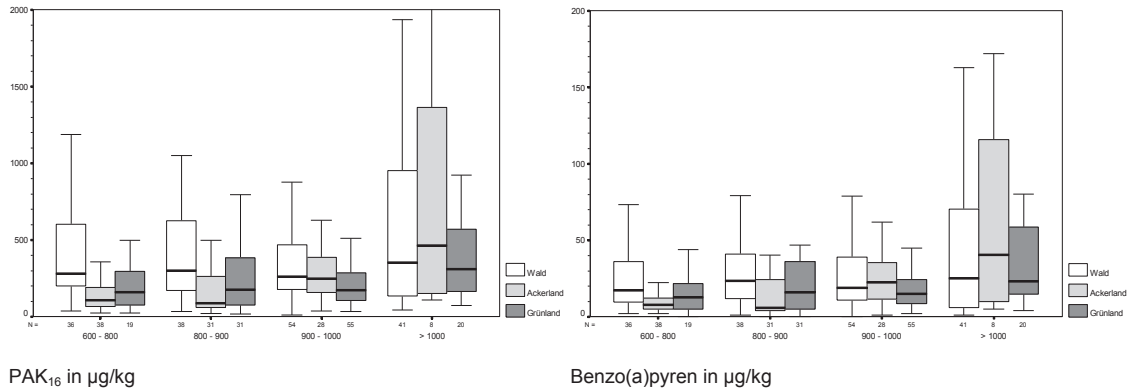
Tab. 72 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden (Angaben in µg/kg TB)

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	476	97	1	1	2	5	4
	6208	48	1	1	2	3	3	5
Acenaphthylen**	RP	516	231	<1	1	2	4	7
	6208	48	7	1	1	3	5	5
Acenaphthen**	RP	516	161	<1	1	2	4	7
	6208	48	0	1	2	4	7	8
Fluoren**	RP	516	150	<1	1	2	4	7
	6208	48	3	1	2	3	5	5
Phenathren**	RP	516	1	8	15	28	61	57
	6208	48	0	18	24	43	61	61
Anthracen**	RP	516	110	1	2	5	9	10
	6208	48	1	2	4	7	11	13
Fluoranthren**	RP	516	0	20	37	79	190	167
	6208	48	0	33	51	109	146	161
Pyren**	RP	516	0	15	28	61	147	128
	6208	48	0	22	39	78	113	126
Benzo(a)anthracen**	RP	516	2	7	14	32	65	68
	6208	48	0	9	22	41	77	89
Chrysen**	RP	516	1	11	21	45	107	95
	6208	48	0	23	36	85	123	137
Benzo(b)fluoranthren**	RP	516	0	16	36	69	168	145
	6208	48	0	28	50	108	178	223
Benzo(k)fluoranthren**	RP	516	3	6	12	25	61	53
	6208	48	0	9	15	30	58	61
Benzo(a)pyren**	RP	516	5	8	17	38	82	82
	6208	48	0	9	25	45	90	97
Benzo(e)pyren	RP	516	1	8	18	35	80	75
	6208	48	0	12	19	50	83	94
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	516	2	8	18	38	84	81
	6208	48	0	13	23	41	93	77
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	516	69	2	4	10	22	21
	6208	48	0	3	7	12	28	24
Benzo(g,h,i)perylene**	RP	516	5	7	14	28	60	59
	6208	48	1	10	17	30	58	59
Anthanthren	RP	516	182	<1	1	4	9	13
	6208	48	14	<1	1	3	8	8

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburger

** 16 Einzelkomponenten nach EPA

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 Abb. 63). Dies kann möglicherweise damit zusammenhängen, dass solche hohe Niederschlagsmengen in Rheinland-Pfalz nur in den Kamm-



PAK₁₆ in µg/kg Benzo(a)pyren in µg/kg
 Abb. 63 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittlerem Jahresniederschlag

lagen der Mittelgebirge wie Hunsrück und Hoher Westerwald vorkommen und dort die Zahl der Nebeltage mit über 200 Tagen/a sehr hoch ist. Nebel weist einen deutlich höheren PAK₁₆-Gehalt und einen höheren Anteil höhermolekularer PAK auf als Regen (HARTMANN 1995). Insbesondere außerhalb der Ballungsgebiete sind nasse Depositionen offensichtlich ein wichtiger Transportpfad für PAK in die Böden.

Da in den Hochlagen des Untersuchungsraums Niederschläge in Höhe von bis zu 1.200 mm/a vorkommen, wurden trotz ländlicher Prägung überdurchschnittliche PAK-Gehalte in den Böden erwartet.

Tab. 73 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	516	0	119	233	482	1.073	1.009
	6208	48	0	196	332	700	1.027	1.097
alle Waldarten	RP	178	0	168	296	664	1.353	1.359
	6208	30	0	142	237	609	994	1.082
Laubwald	RP	89	0	241	342	766	1.424	1.432
	6208	10	0	296	448	765	1.059	1.082
Mischwald	RP	40	0	166	374	947	1.533	1.827
	6208	6	0	114	248	255	882	255
Nadelwald	RP	47	0	107	173	277	535	470
	6208	13	0	97	143	223	1.108	230
Moor ²	RP	5	0	287	372	845	1.097	1.097
	6208	4	0	274	567	929	1.097	1.097
Ackerland	RP	141	0	85	152	317	545	628
	6208	7	0	310	395	688	963	1.009
Grünland	RP	140	0	104	196	372	874	740
	6208	7	0	360	499	875	1.800	996

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

Wie bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) oder den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) enthalten die **Waldoberböden** üblicherweise höhere PAK₁₆- und damit auch BaP- Gehalte als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Diese Erfahrungswerte aus anderen Landesgebieten gelten im untersuchten Gebiet nur eingeschränkt. Mit 237 µg PAK₁₆/kg liegt die mittlere PAK-Belastung der Waldoberböden auf den ersten Blick niedriger als die der landwirtschaftlich genutzten Böden. Auch dass der Mittelwert um ca. 20 % niedriger als bei der Gesamtheit der bislang untersuchten rheinland-pfälzischen Waldoberböden liegt, deutet zunächst auf vergleichsweise geringe PAK₁₆-Gehalte der Waldböden hin. Es zeigen sich allerdings innerhalb der Waldarten erhebliche Unterschiede. Der Mittelwert der Laubwaldoberböden überschreitet mit 448 µg PAK₁₆/kg etwa um 30% den Landesdurchschnitt, wobei die Gehalte weniger streuen. Deutlich geringer sind hingegen die Mittelwerte der Oberböden der Misch- und Nadelwälder mit 248 bzw. 143 µg PAK₁₆/kg. Dass im Nadelwald die Oberböden weniger PAK₁₆ als im Laubwald enthalten, ist im gesamten Land zu beobachten. Ähnlich verhalten sich auch die polychlorierten Biphenylen (PCB) und die polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Mit zunehmendem Anteil schwerer zersetzbarer Streu nimmt die Mächtigkeit der Humusauflage insbesondere auf nährstoffarmen Böden zu. Infolgedessen verbleibt ein höherer Anteil der organischen Schadstoffe in der Barriere Humusauflage. Sie erreichen damit nur in geringerem Umfang den Mineralboden. Es ist nicht anzunehmen, dass in Nadelwaldstandorten weniger PAK₁₆ eingetragen werden als in Laubwäldern. Zu überprüfen wäre diese Hypothese mit der Bestimmung der PAK₁₆ in der organischen Auflage. Dies konnte aber in diesem Projekt nicht durchgeführt werden.

Die BaP-Gehalte der Waldoberböden sind auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* vergleichsweise gering. Obwohl die PAK₁₆-Gehalte in den Laubwaldoberböden überdurchschnittlich sind, entsprechen die BaP-Gehalte mit 28 µg/kg etwa dem Landesdurchschnitt. Mit 5 µg BaP/kg enthalten die Nadelwaldoberböden nur etwa die Hälfte des landesweiten Mittelwertes. Diese Werte passen zum landesweiten Trend, dass der mittlere BaP-Anteil am PAK₁₆-Gehalt in Oberböden der Laubwälder mit 9,6% deutlicher höher als im Nadelwald mit 5,5% ist. Auch hier wird als Ursache die größere Mächtigkeit der Humusauflage in Nadelwäldern vermutet. Das zu den höhermolekularen PAK-Verbindungen zählende BaP verbleibt offensichtlich in größerem Umfang in der Humusauflage.

Bei der bundesweiten Bodenzustandserhebung Wald wurde in Oberböden ein Median von 24 und ein 90. Perzentil von 127 µg BaP/kg ermittelt (LABO 1998). Damit befinden sich die BaP-Gehalte in den Waldoberböden des Untersuchungsraums deutlich unter dem Bundesdurchschnitt.

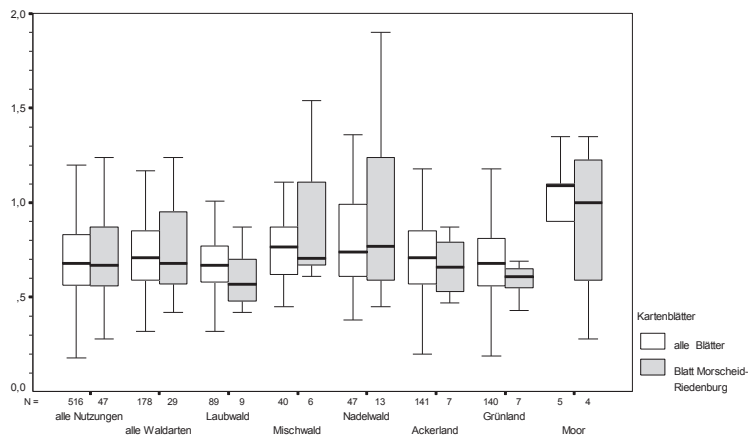


Abb. 64 PAK_{16nh} im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Von den Nadelwaldstandorten abgesehen liegt das $\text{PAK}_{16n}/\text{PAK}_{16h}$ -Verhältnis ($\text{PAK}_{16n/h}$) in den Oberböden des Untersuchungsraums leicht unter dem Landesdurchschnitt (siehe auch Abb. 64). Damit ist das Verhältnis leicht zu Gunsten höhermolekularer PAK verschoben. Dies steht möglicherweise mit dem häufig vorkommenden Nebel in Beziehung (siehe oben).

Die räumliche Verteilung der PAK_{16} -Gehalte ist in den Waldböden des Untersuchungsraums zwar verhältnismäßig gleichmäßig, eine leichte Häufung überdurchschnittlicher Gehalte ist aber im Bereich der niederschlagsreichen Kammlagen angedeutet.

Bislang konnten nur wenige **Moor**standorte auf den Gehalt organischer Schadstoffe untersucht werden. Die wenigen stammen fast alle aus dem Untersuchungsgebiet. Die PAK_{16} -Gehalte streuen mit Werten zwischen 175 und 1.097 $\mu\text{g}/\text{kg}$ stark. Entsprechend variabel sind damit auch die BaP-Gehalte mit 9 bis 97 μg BaP/kg. Auch das $\text{PAK}_{16n}/\text{PAK}_{16h}$ -Verhältnis ($\text{PAK}_{16n/h}$) ist in den Moorböden stark schwankend. Allerdings liegt dieser Index meist deutlich höher als in Mineralböden, womit der relative Anteil der PAK_{16n} in diesen Böden anscheinend eine größere Bedeutung besitzt. Aufgrund der geringen Anzahl an Werten und ihrer starken Streuung können die Daten statistisch nicht bewertet werden. Es ist aber anzunehmen, dass aufgrund des geringen spezifischen Gewichtes des Torfs die Gesamtbelastung der Moorböden nicht höher als in den umliegenden Waldböden ist.

Da auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* die Waldnutzung dominiert, konnten nur jeweils 7 Acker- und Grünlandböden beprobt werden, wodurch sich die statistische Bewertung dieser Nutzungen schwierig gestaltet. Erschwerend kommt hinzu, dass bei beiden Nutzungen die Messwerte erheblich schwanken. In **Ackerböden** wurden Gehalte zwischen 240 und 1.000 μg $\text{PAK}_{16}/\text{kg}$ bzw. 21 und 108 μg BaP/kg vorgefunden. In **Grünlandböden** bewegen sich die Konzentrationen zwischen 320 und 2.000 μg $\text{PAK}_{16}/\text{kg}$ bzw. 31 und 186 μg BaP/kg. Auch wenn die Mittelwertbildung statistisch sehr problematisch ist, zeigt die Tatsache, dass die Mittelwerte jeweils etwa um das 2,5 über dem landesweiten Mittel liegen, dass in den landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums generell überdurchschnittliche Gehalte zu erwarten sind (siehe auch Abb. 65). Die Minimalwerte unterschreiten das landesweit gültige 75. Perzentil meist nur wenig. Auch im ähnlich niederschlagsreichen Hohen Westerwald wurden in den landwirtschaftlich genutzten Böden Gehalte festgestellt, die deutlich über dem Landesdurchschnitt lagen (HAUENSTEIN 2003).

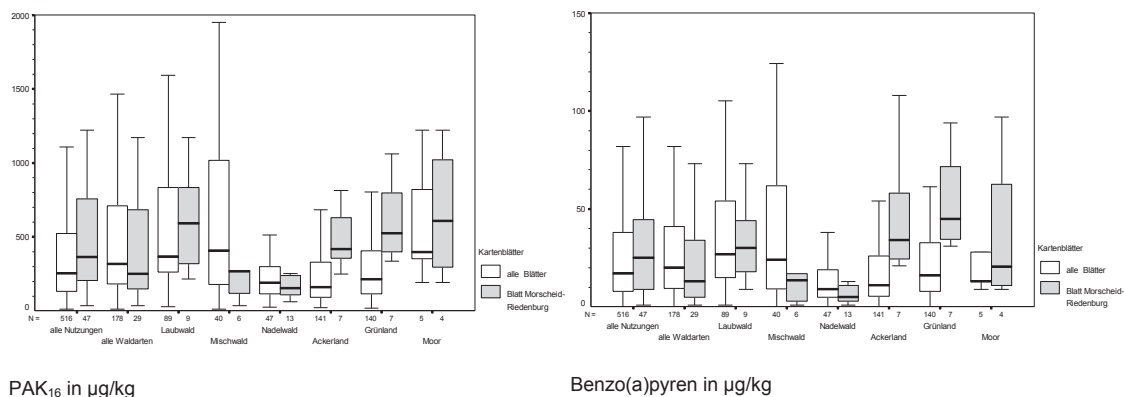


Abb. 65 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Das PAK_{16n}/PAK_{16h}-Verhältnis bewegt sich in den Grünlandböden um 0,6 und in den Ackerböden um 0,7. Tendenziell liegen diese Indizes damit nur geringfügig unter den landesweit gültigen Werten. Auch der BaP-Anteil am PAK₁₆-Gehalt zeigt in den landwirtschaftlich genutzten Böden auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* keinerlei Auffälligkeit. Die im Untersuchungsraum gefundenen PAK₁₆-Gehalte werden daher als allgemeine ubiquitäre Hintergrundbelastung für Böden in Hochlagen der Mittelgebirge angesehen.

Hohe Niederschlagsmengen bedeuten für die Böden offensichtlich auch überdurchschnittliche PAK₁₆-Gehalte. Der Vergleich mit Daten anderer Bundesländer (LABO 2003) zeigt aber, dass die im Untersuchungsraum festgestellten Konzentrationen durchaus sich im üblichen Hintergrundwertebereich bewegen. Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) von 3.000 µg PAK₁₆/kg bzw. 300 µg BaP/kg unterschreiten alle landwirtschaftlich genutzten Böden überwiegend deutlich. Die multifunktionelle Nutzung aller untersuchten Böden ist durch diese Schadstoffgruppe nach dem heutigen Kenntnisstand nicht eingeschränkt.

Tab. 74 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	516	5	8	17	38	82	82	
	6208	48	0	9	25	45	90	97	
alle Waldarten	RP	178	2	10	20	41	80	82	
	6208	30	0	5	14	34	67	73	
Laubwald	RP	89	0	15	27	54	101	105	
	6208	10	0	18	28	44	68	73	
Mischwald	RP	40	1	9	24	62	95	124	
	6208	6	0	3	14	17	67	17	
Nadelwald	RP	47	1	5	9	19	37	38	
	6208	13	0	3	5	12	60	13	
Moor ²	RP	5	0	12	13	45	97	28	
	6208	4	0	11	21	63	97	97	
Ackerland	RP	141	1	5	11	26	51	54	
	6208	7	0	24	34	70	103	108	
Grünland	RP	140	2	8	16	33	86	61	
	6208	7	0	33	45	83	168	94	

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (ULRIKE ZOLLFRANK & MATTHIAS HAUENSTEIN)

Von den 210 möglichen Verbindungen (CHRISTEN 1985) der polychlorierten Biphenyle (PCB) werden stellvertretend 6 Verbindungen analysiert. Diese Kongenere werden üblicherweise zur Beurteilung des PCB-Gehaltes in Umweltmedien gemäß BBodSchV (1999) und AbfKlärV (1992) herangezogen.

Die Produktion von mittel- bis hochchlorierten PCB-Gemischen mit einem charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % begann 1929 und endete in der Bundesrepublik Deutschland 1983.

Emissionen entstanden in erster Linie bei Störfällen, Verbrennungsprozessen und in Mülldeponien (KAMPE 1988). Die ubiquitäre Ausbreitung der PCB erfolgte vorwiegend über Luft und Niederschlag. Zudem gelangten PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1990), d.h., dass sie bei den untersuchten PCB von Nr. 28 nach Nr. 180 ansteigt. Dies führt zu einer geringeren biologischen Schadwirkung höher chlorierter PCB.

In 60 % der untersuchten Oberböden lässt sich keines der PCB-Isomere nachweisen. Die niederchlorierten PCB Nr. 28 und 52 unterschritten immer die Nachweisgrenze. Zum einen wurden überwiegend mittel- bis hochchlorierte PCB-Verbindungen produziert, zum anderen besitzen niederchlorierte PCB-Isomere eine geringere Persistenz. Auch der Nachweis von PCB Nr. 101 und 180 gelang nur sehr selten. Am häufigsten können noch Spuren der PCB-Isomere 138 und 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 und deutet auf die Herkunft aus industriellen PCB-Gemischen hin. Da die Gehalte meist unterhalb der Nachweisgrenze liegen, ist das Isomeren-Verhältnis allerdings nur noch ansatzweise erkennbar. Eine Ähnlichkeit mit den PCB-Profilen, die beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz sowie in den frühen Bodenzustandsberichten festgestellt wurden, ist aber noch angedeutet (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998, HAUENSTEIN 2000-2003). Hinsichtlich der PCB-Gesamtbelastung sind bei den Untersuchungen der letzten Jahre keine Unterschiede zwischen dicht besiedelten Räumen und ländlich geprägten Gebieten erkennbar.

Wie schon bei den letzten Bodenzustandsberichten lassen sich in **Acker- und Grünlandböden** PCB-Isomere meist nicht mehr nachweisen. Geringste Spuren von 1 µg/kg der PCB-Isomere 138 und 153 wurden in 4 Ackerböden gefunden. Dies entspricht aber lediglich der Bestimmungsgrenze. Ganz ähnlich stellt sich die Situation in den Grünlandböden dar. Ein Auenboden der Dhron und ein Grünlandboden nahe einer stillgelegten Bahnstrecke enthalten mit 3 µg Σ-PCB/kg die höchsten Gehalte landwirtschaftlich genutzter Böden im Untersuchungsraum. Aber auch mit solchen Werten sind sie annähernd PCB-frei. Der fehlende Nachweis dieser Schadstoffe ist mittlerweile charakteristisch für Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen.

Obwohl im Untersuchungsraum die Abbaubedingungen durch das kühle feuchte Klima und den überwiegend nährstoffarmen humosen Böden eher ungünstig sind, besitzen auch die **Waldoberböden** auf

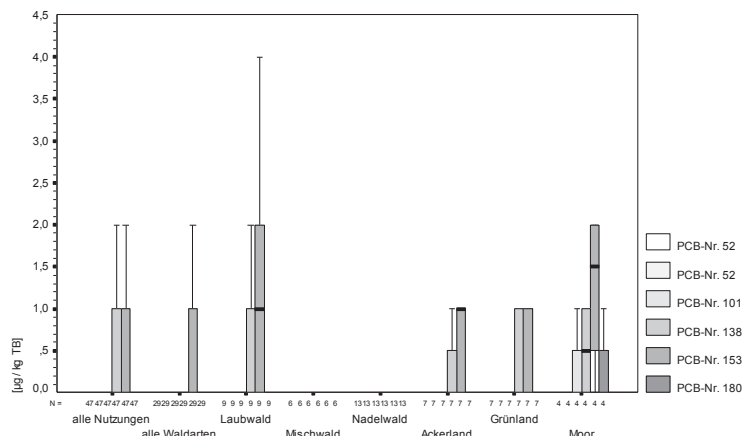


Abb. 66
 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden auf *Blatt Morscheid-Riedenburg*, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten

Tab. 75 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
PCB-Nr. 28	RP	917	877	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	48	48	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	917	879	<1	<1	<1	<1	<1
	6208	48	48	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	917	756	<1	<1	<1	2	<1
	6208	48	46	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 138	RP	917	530	<1	<1	3	9	10
	6208	48	35	<1	<1	1	1	3
PCB-Nr. 153	RP	917	494	<1	<1	3	9	9
	6208	48	29	<1	<1	1	2	4
PCB-Nr. 180	RP	917	631	<1	<1	1	5	6
	6208	48	42	<1	<1	<1	1	<1
Σ-PCB	RP	917	483	<1	<1	7	28	20
	6208	48	29	<1	<1	2	4	6

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

Blatt Morscheid-Riedenburg nur geringe Gehalte an PCB. Lediglich in 30% der Waldoberböden wurden noch Spuren dieser Schadstoffe nachgewiesen. Dabei handelt es sich fast ausnahmslos um Oberböden im Laubwald. Diese enthalten durchschnittlich noch 1 µg Σ-PCB/kg und der Maximalwert befindet sich bei 8 µg Σ-PCB/kg, was auch gleichzeitig der höchste Gehalt im Untersuchungsgebiet ist. Im Nadelwald hingegen scheint die mächtigere Humusauflage zu verhindern, dass PCB-Isomere bis in den Mineralboden gelangen.

Die insgesamt niedrigen Gehalte der Waldböden im Untersuchungsraum entsprechen dem sehr positiven Trend der letzten Jahre. Während für die knapp 20 Jahre alten Messwerte aus dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz in Waldoberböden ein Median von 35 µg Σ-PCB/kg und ein 90. Perzentil von 103 µg Σ-PCB/kg berechnet wurde (HAUENSTEIN & BOR 1996), sanken diese Zahlen für den Zeitraum 1997 - 2002 auf 6 bzw. 27 µg Σ-PCB/kg. Für die seit 2003 entnommenen Waldbodenproben nahm der Mittelwert weiter auf 1 µg Σ-PCB/kg und das 90. Perzentil auf 9 µg Σ-PCB/kg ab. Exakt in diesem Konzentrationsbereich bewegen sich auch die Waldböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg.

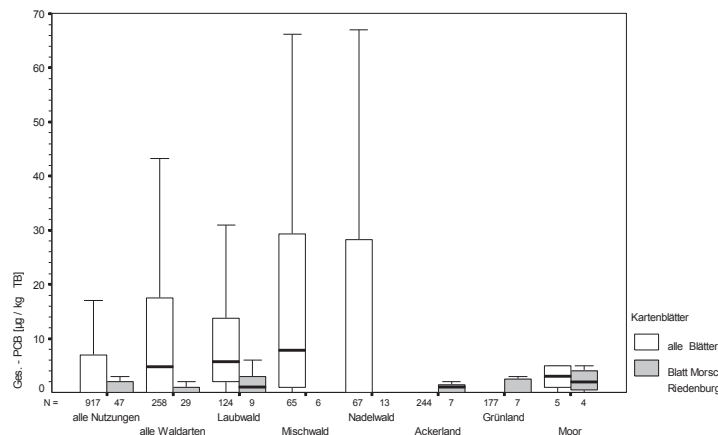


Abb. 67 Polychlorierte Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung

Tab. 76 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) 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	917	483	<1	<1	7	28	20
	6208	48	29	<1	<1	2	4	6
alle Waldarten	RP	258	78	<1	5	18	44	46
	6208	30	21	<1	<1	1	6	5
Laubwald	RP	124	20	2	6	14	27	31
	6208	10	3	<1	1	3	7	8
Mischwald	RP	65	15	1	8	30	57	72
	6208	6	5	<1	<1	<1	5	<1
Nadelwald	RP	67	42	<1	<1	29	75	71
	6208	13	13	<1	<1	<1	<1	<1
Moor ²	RP	5	1	<1	3	5	5	5
	6208	4	1	<1	2	4	5	5
Ackerland	RP	244	189	<1	<1	<1	6	<1
	6208	7	3	<1	1	2	2	2
Grünland	RP	177	136	<1	<1	<1	5	<1
	6208	7	4	<1	<1	3	3	3

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

Außer Mineralböden wurden auch 4 **Moorstandorte** untersucht. Deren organische Horizonte enthalten mit Werten zwischen < NWG und 5 μg Σ -PCB/kg ähnliche Konzentrationen wie die Laubwaldoberböden. Auch im Torf sind es meist nur noch die PCB-Isomere 138 und 153, die über der Bestimmungsgrenze liegen (siehe auch Abb. 66).

Die räumliche Verteilung der Gehalte zeigt keine Auffälligkeiten (siehe Kartenanlage). Die Standorte, in denen PCB nachgewiesen wurden, sind bei allen Nutzungen gleichmäßig über das Kartenblatt verteilt. Eine Abhängigkeit von Niederschlagsmenge und PCB-Gehalt ist nicht zu belegen. Die gefundenen Gehalte sind daher als allgemeine sehr geringe ubiquitäre Altbelastung zu bewerten. Ein Hinweis auf spezielle Emittenten ist nicht erkennbar. Die Vorsorgewerte und damit auch die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) werden immer weit unterschritten.

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

Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in den untersuchten Böden weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher die Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere sind in den bislang untersuchten 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. 77; Abb. 68). Obwohl die OCDD und OCDF mit durchschnittlich 40 ng/kg gemeinsam 2/3 aller untersuchten PCDD/F-Verbindungen stellen, haben sie aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Toxizität

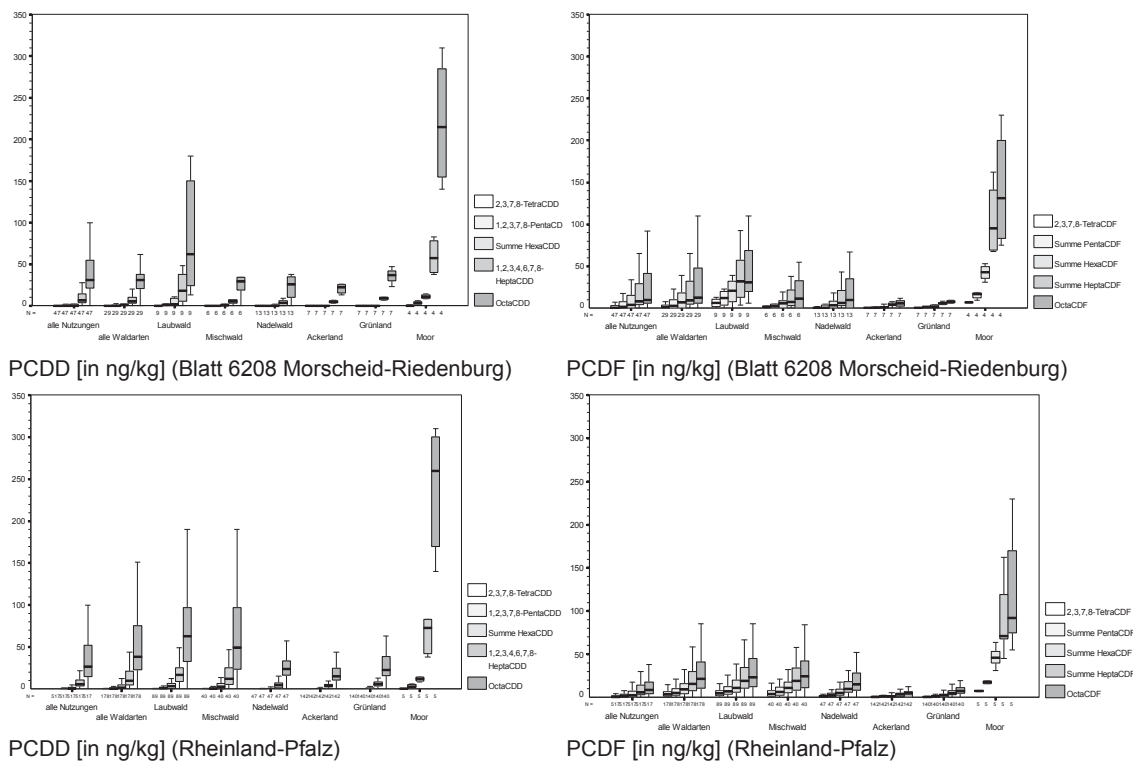


Abb. 68 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung

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 noch eine deutlich geringere Bedeutung bekämen. Das 2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran ist (2,3,4,7,8-PeCDF) hingegen die toxikologisch relevanteste Einzelverbindung. Im Mittel hat dieser Stoff am Toxizitätsäquivalent einen mittleren Anteil von 37%. Die Dominanz höherchlorierter PCDD/F ist für Boden und Humusaufgaben 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).

Um Hinweise auf regional abweichende Eintragsituationen 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 regionale Verschiebungen vor allem durch unterschiedliche PCDF-Gehalte hervorgerufen werden, während die PCDD-Gehalte insbesondere in den Waldoberböden regional weniger variieren. Ferner ist zu beobachten, dass das D/F-Verhältnis in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich höher als in Waldböden ist (siehe Abb. 69) bzw. bei sinkenden Gesamtgehalten

Tab. 77 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)								
								Angaben in ng/kg
Kongenere	Her- kunft*	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	517	458	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	<0,3
	6208	48	44	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	517	366	<0,3	<0,3	0,5	1,3	3,9
	6208	48	33	<0,3	<0,3	1,1	2,5	3,1
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	517	371	<0,3	<0,3	0,3	1,1	3,6
	6208	48	39	<0,3	<0,3	<0,3	1,7	<0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	517	248	<0,3	0,3	1,2	2,9	5,9
	6208	48	26	<0,3	<0,3	2,0	5,0	6,4
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	517	295	<0,3	<0,3	0,7	1,8	4,6
	6208	48	35	<0,3	<0,3	0,5	3,3	3,9
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	517	247	<0,3	0,6	2,0	5,6	7,7
	6208	48	26	<0,3	<0,3	2,0	9,5	6,6
Summe Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	517	66	3,6	5,9	11,2	25,0	22,0
	6208	48	7	4,0	6,7	16,0	40,8	28,0
Octachlor-dibenzo-p- dioxin (OCDD)	RP	517	11	15,0	27,0	52,0	109,6	100,0
	6208	48	2	21,5	32,5	62,0	164,0	110,0
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzofuran (-TCDF)	RP	517	53	0,6	0,8	2,1	6,9	4,2
	6208	48	8	0,6	0,9	3,8	7,5	8,1
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	517	141	<0,3	0,7	1,8	5,0	7,3
	6208	48	16	<0,3	1,0	4,0	10,7	12,0
2,3,4,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	517	105	0,5	0,8	1,9	5,1	3,9
	6208	48	12	<0,3	1,0	3,1	7,9	8,3
Summe Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	517	101	0,6	1,5	3,7	10,1	8,4
	6208	48	12	<0,3	2,1	7,7	18,6	18,9
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	517	135	<0,3	1,3	3,0	6,6	10,2
	6208	48	14	<0,3	1,5	4,8	13,0	13,0
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	517	209	<0,3	0,6	2,0	4,8	7,8
	6208	48	21	<0,3	1,2	3,9	9,4	12,0
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	517	448	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	<0,3
	6208	48	38	<0,3	<0,3	<0,3	2,1	<0,3
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	517	182	<0,3	0,9	2,1	4,7	8,2
	6208	48	18	<0,3	1,3	3,6	9,3	11,0
Summe Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	517	131	<0,3	2,6	7,4	17,0	21,3
	6208	48	13	<0,3	4,5	15,1	33,3	40,0
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	517	78	3,2	5,4	13,0	31,0	27,7
	6208	48	5	4,3	8,0	29,5	64,1	65,0
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	517	342	<0,3	<0,3	0,4	1,8	3,8
	6208	48	39	<0,3	<0,3	<0,3	5,7	<0,3
Summe Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	517	78	3,2	5,8	14,0	31,0	29,9
	6208	48	5	4,3	8,0	29,5	70,2	65,5
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	517	101	4,3	8,5	18,0	45,8	38,2
	6208	48	8	6,1	11,0	41,5	97,6	92,0

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

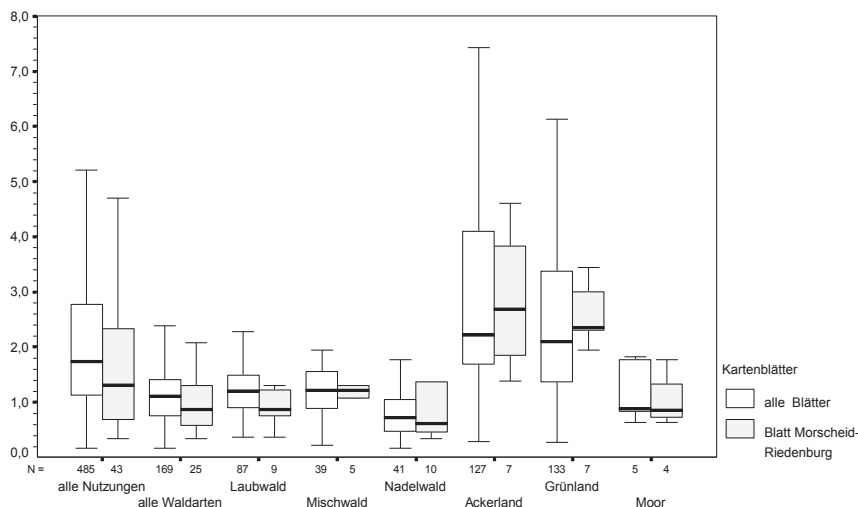


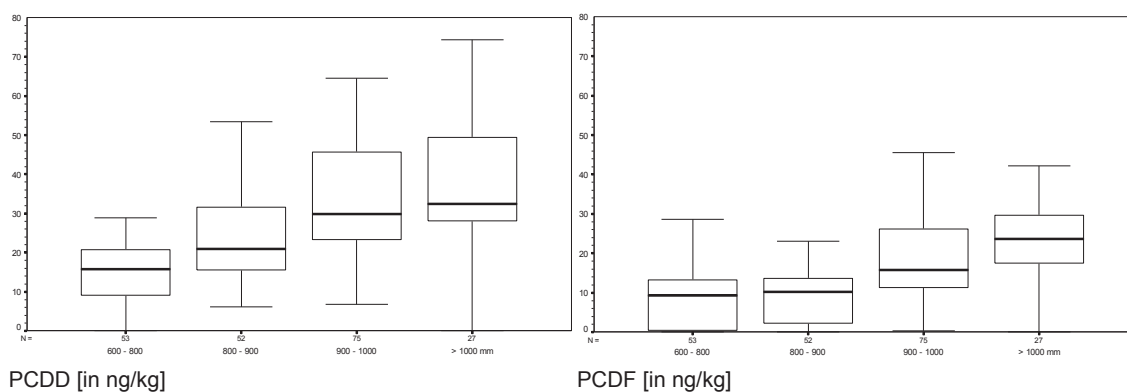
Abb. 69
Verhältnis PCDD/PCDF,
gruppiert nach Nutzung

der relative Dioxin-Anteil gegenüber den Furanen zunimmt. Dies trifft grundsätzlich auch auf die Böden auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* zu. Aufgrund geringer Fallzahlen bei gleichzeitig großer Streuung kann das D/F-Verhältnis im Untersuchungsraum nur schwer interpretiert werden. Bei einem mittleren D/F-Verhältnis von 0,9 in Waldoberböden und 2,5 in landwirtschaftlich genutzten Böden sind die Unterschiede allerdings recht deutlich. In Waldoberböden liegt folglich die Summe der PCDD und PCDF auf ähnlichem Niveau, während die PCDD in den landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich überwiegen. Es ist zu vermuten, dass die PCDD stärker als die PCDF in der Humusaufgabe gebunden werden und daher in geringerem Umfang als die PCDF den Mineralböden erreichen.

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 annähernd linear, während die PCDF, ähnlich den PAK, bei mehr als 1.000 mm/a Niederschlag überdurchschnittlich zunehmen (siehe auch Abb. 70).

Die **Waldoberböden** auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* enthalten im Mittel 39 ng Σ -PCDD/kg und 38 ng Σ -PCDF/kg. Die 90. Perzentile betragen 173 ng Σ -PCDD/kg und 215 ng Σ -PCDF/kg. Dies zeigt, dass die Gehalte erheblich streuen. Das mittlere Toxizitätsäquivalent liegt bei 2,0 und das 90. Perzentil bei 11,2 ng I-TEq/kg. Dies sind im landes- und auch im bundesweiten Vergleich übliche Werte. In den Untersuchungsgebieten Kisselbach (Hunsrück) und Westerburg (Westerwald) (HAUENSTEIN 2000, 2003) wurden regional höhere Durchschnittswerte in Waldoberböden gefunden. Insbesondere in niederschlagsarmen Regionen zeigen die Waldböden meist geringe Toxizitätsäquivalente. In einer bundesweiten Studie wurde für Waldoberböden ein Median von 2,4 und ein 90. Perzentil von 14 ng I-TEq/kg berechnet (UBA 2007), was mit dem Wertebereich im Untersuchungsraum relativ gut übereinstimmt.

In knapp 20% der auf *Blatt Morscheid-Riedenburg* untersuchten Böden wurde ein Toxizitätsäquivalent von über 10 ng I-TEq/kg berechnet. Dabei handelt es sich ausschließlich um Laubwaldstandorte und



Landwirtschaftlich genutzte Oberböden (ohne Auengebiete)

Abb. 70 Gesamt-Dioxin-/Furan-Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen

Moore (siehe unten). In 4 der dort entnommenen Proben gelang der Nachweis des besonders toxischen 2,3,7,8-TCDD mit Gehalten zwischen 0,6 und 1,2 ng/kg. In allen weiteren Proben liegen die Gehalte von diesem Stoff unter der Nachweisgrenze von 0,3 ng/kg.

Wie bei den zuvor beschriebenen persistenten organischen Schadstoffen unterscheiden sich die Waldoberböden je nach Baumbestand in ihren PCDD/F-Gehalten sehr deutlich. Die Oberböden der Laubwälder enthalten im Mittel 87 ng Σ-PCDD/kg und 109 ng Σ-PCDF/kg. Das mittlere Toxizitätsäquivalent beträgt 7,0 ng I-TEq/kg. Da nur 9 Laubwaldstandorte untersucht werden konnten und gleichzeitig die

Tab. 78 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	517	11	0,5	1,1	2,8	7,1	5,9
	6208	48	2	0,5	1,4	4,7	13,3	10,8
alle Waldarten	RP	178	5	1,5	3,6	7,0	12,0	15,2
	6208	30	2	0,1	2,0	5,5	11,2	11,2
Laubwald	RP	89	1	2,3	5,2	9,3	14,5	19,3
	6208	9	1	2,1	7,0	12,0	14,5	14,7
Mischwald	RP	40	1	1,8	4,4	7,9	13,5	15,2
	6208	6	1	0,1	1,8	2,6	7,6	2,6
Nadelwald	RP	47	3	0,9	1,5	3,1	4,4	5,5
	6208	13	1	0,1	0,8	2,5	4,1	5,5
Moor ²	RP	5	0	13,3	15,4	19,3	30,0	15,7
	6208	4	0	13,0	14,5	15,6	15,7	15,7
Ackerland	RP	142	4	0,1	0,6	0,9	1,6	1,9
	6208	7	0	0,3	0,5	0,9	1,6	1,8
Grünland	RP	140	2	0,5	0,8	1,4	2,1	2,6
	6208	7	0	0,8	1,1	1,3	1,3	1,4

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

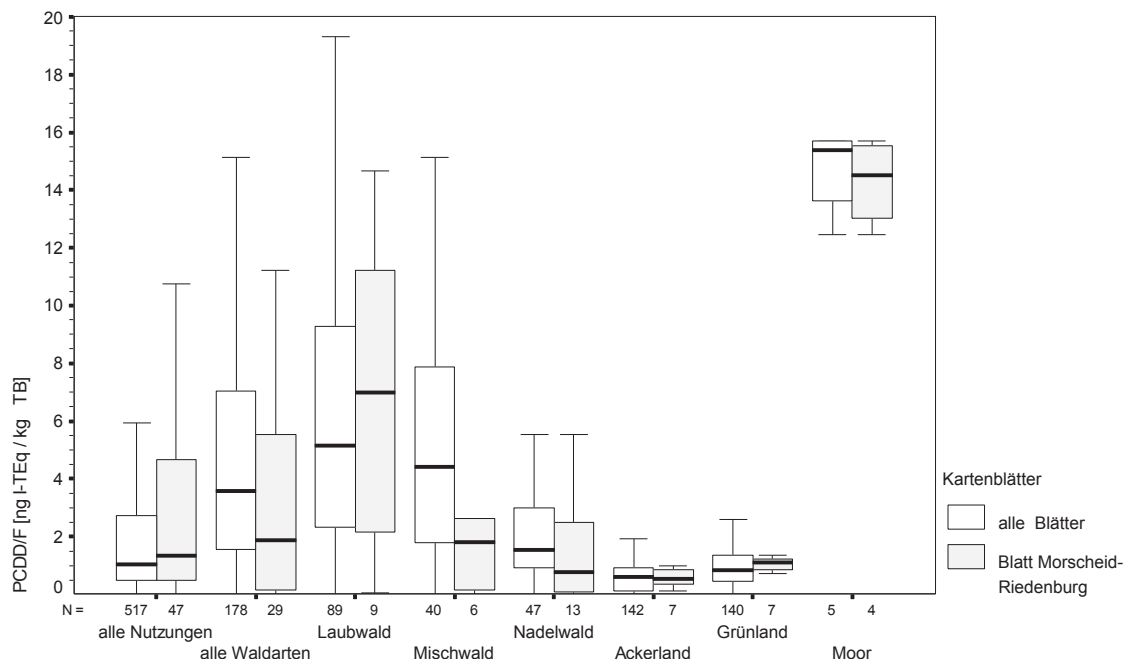


Abb. 71 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

Messwerte stark streuen, ist die statistische Bewertung zwar problematisch, jedoch streuen auch die landesweiten Daten in einem ähnlichen Bereich. Nur die PCDF-Gehalte scheinen leicht überdurchschnittlich zu sein. Daher sind die im Untersuchungsraum vorgefundenen Konzentrationen für Laubwaldoberböden typisch allenfalls leicht überdurchschnittlich.

Im Nadelwald liegen die Gehalte im Mineralboden um mehr als die Hälfte niedriger als im Laubwald. Im Mittel enthalten die Oberböden 29 ng Σ -PCDD/kg und 16 ng Σ -PCDF/kg. Entsprechend gering ist das mittlere Toxizitätsäquivalent mit 0,8 ng I-TEq/kg. Dies entspricht etwa dem der landwirtschaftlich genutzten Böden. Allerdings unterscheiden sich beide Nutzungsgruppen erheblich im Dioxin/Furan- (D/F-) Verhältnis, d.h. sie haben ein unterschiedliches PCDD/F-Muster. Im Untersuchungsraum ist das mittlere (D/F-) Verhältnis in den Nadelwald-Oberböden mit 0,6 ungewöhnlich gering, während es in Ackerböden bei 2,7 liegt.

Wie schon bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) beschrieben dürften die markant geringeren Gehalte in den Oberböden der Nadelwälder auf die gegenüber Laubwälder mächtigeren Humusaufgaben zurückzuführen sein. Infolgedessen verbleibt ein höherer Anteil der PCDD/F in der Humusaufgabe. Sie ist eine wirksame Barriere für diese Schadstoffe gegenüber einer vertikalen Verlagerung. PCDD/F dürften sich in den Waldböden anreichern, da sie von der reichlich vorhandenen organischen Substanz adsorbiert werden, was einen verringerten biotischen Abbau zur Folge hat. Es ist nicht anzunehmen, dass in Nadelwaldstandorten weniger PCDD/F eingetragen werden als in Laubwäldern.

Nach einer Studie des UBA (2007) liegt der mittlere PCDD/F-Gehalt in den Humusaufgaben der Nadelwälder bei 22 ng I-TEq/kg. In den organische Auflagen der Laubwälder ist hingegen nur die Hälfte dieses Wertes zu finden. Bundesweit liegen die PCDD/F-Gehalte in der organischen Auflage etwa um Faktor 7

Tab. 79 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	517	0	19	33	67	140	133
	6208	48	0	27	42	83	216	146
alle Waldarten	RP	178	0	29	50	101	179	204
	6208	30	0	26	39	79	173	146
Laubwald	RP	89	0	43	85	132	205	255
	6208	9	0	29	87	206	235	241
Mischwald	RP	40	0	31	65	131	182	278
	6208	6	0	22	37	42	135	42
Nadelwald	RP	47	0	20	29	41	61	72
	6208	13	0	10	29	44	46	49
Moor ²	RP	5	0	216	348	414	426	426
	6208	4	0	209	286	379	410	410
Ackerland	RP	142	0	14	20	31	47	56
	6208	7	0	19	28	32	75	33
Grünland	RP	140	0	21	30	50	71	74
	6208	7	0	39	50	53	56	57

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

über denen der Oberböden (UBA 2007). Auch wenn die Dichte der Humusauflagen etwa um Faktor 4 bis 5 geringer als die der Waldoberböden ist und sich daher die Unterschiede relativieren, verbleibt eine erhebliche Anreicherung in der organischen Auflage.

Auffallend hoch sind die PCDD/F-Gehalte der **Moore**. Landesweit wurden erst 5 Moore auf diese Schadstoffe untersucht, wovon allein 4 aus dem Untersuchungsraum stammen. Daher sind die vorliegenden Daten kaum interpretierbar. Zumindest kann schon sicher angenommen werden, dass Gehalte > 10 ng I-TEq/kg bzw. Σ -PCDD- und Σ -PCDF-Konzentrationen von jeweils > 200 ng/kg charakteristisch für diese Böden sind. Wie bei den Humusauflagen ist aber die geringe Dichte des Torfs zu berücksichtigen. Volumenbezogen dürften die Gehalte sich dann in einem ähnlichen Bereich bewegen wie in den Laubwaldoberböden.

Da nur etwa $\frac{1}{4}$ der Fläche von *Blatt Morscheid-Riedenburg* landwirtschaftlich genutzt wird, konnten nur jeweils 7 **Acker-** und **Grünlandböden** beprobt werden. Daher ist auch bei diesen Nutzungen die statistische Bewertung schwierig. Trotz der geringen Fallzahl stimmen Mittelwert (0,5 ng I-TEq/kg) und Streuung bei den Ackerböden erstaunlich gut mit den landesweiten Werten überein. Geringfügig über dem Landesdurchschnitt liegen die Werte in den Grünlandböden, wobei der Unterschied aber nicht signifikant ist.

Wie oben erwähnt wurde in keinem der Acker- oder Grünlandböden der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD und auch nicht das ebenfalls vergleichsweise toxische Dioxin mit 5 substituierten Chloratome (1,2,3,7,8-PeCDD) nachgewiesen. Das toxischste Furan, das 2,3,4,7,8-PeCDF kann hingegen in den meisten Acker- und Grünlandböden mit Gehalten bis zu 1,3 ng/kg nachgewiesen werden. Es hat an der Gesamtbelastung immerhin einen typischen Anteil von 30 bis 60 %. Das

Tab. 80 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	517	0	10	20	46	109	100
	6208	48	0	12	26	102	234	234
alle Waldarten	RP	178	0	29	58	106	183	210
	6208	30	0	12	38	109	215	254
Laubwald	RP	89	0	37	68	122	207	234
	6208	9	0	42	109	206	253	266
Mischwald	RP	40	0	32	70	119	149	246
	6208	6	0	4	29	72	128	134
Nadelwald	RP	47	0	17	34	65	98	109
	6208	13	0	5	16	73	104	142
Moor ²	RP	5	0	223	233	382	464	464
	6208	4	0	215	294	409	464	464
Ackerland	RP	142	0	3	11	16	26	32
	6208	7	0	6	11	20	27	28
Grünland	RP	140	0	10	16	25	36	46
	6208	7	0	13	20	21	24	25

¹=Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg; ²= informell, statistisch sehr unsicher

minder toxische OCDD ist in diesen Böden mit Konzentrationen zwischen 14 und 72 ng/kg immer nachweisbar und ist das mengenmäßig wichtigste Kongener. Ihm folgt das OCDF mit Werten zwischen < 0,3 und 12 ng/kg.

In einer bundesweiten Studie wurde für Ackerböden ein Median von 1,2 und ein 90. Perzentil 11 ng I-TEq/kg berechnet (UBA 2007). Für Grünlandböden wird ein Median von 2,8 und ein 90. Perzentil von 13 ng I-TEq/kg angegeben.

Obwohl das Untersuchungsgebiet relativ niederschlagsreich ist, zeigen die in den landwirtschaftlich genutzten Böden gefundenen PCDD/F-Konzentrationen eine insgesamt günstige Belastungssituation.

Auch Daten aus benachbarten Bundesländer (LABO 2003) bestätigen die Einschätzung, dass im Untersuchungsraum nur eine geringe ubiquitäre Belastung vorliegt und sich Konzentrationen und Streuung in einem üblichen Bereich bewegen.

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. 78 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 nur in den Moorböden üblicherweise leicht überschritten. Dennoch ist an keinem der untersuchten Standorte eine Einschränkung der multifunktionellen Nutzung durch diese Schadstoffgruppe gegeben.

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 E+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 Bq/kg ^{40}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 Gammaskopfmeter 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. 3 g täglich) und in der Muskulatur und aktiven Zellen gespeichert. Im Durchschnitt enthält der menschliche Körper (70 kg) 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 Bq ^{40}K (= rund 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.

Zur externen Strahlenexposition trägt über die bisherigen Quellen hinaus 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, wobei die Stärke 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. 81 genannten fünf Einzelbereichen zusammen.

Tab. 81 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

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. 82 aufgezeigt zusammen.

Tab. 82 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 diesen Wert 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 Kernwaffenexplosionen 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 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.

Radiocäsium 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 1990, LBP 2000). ^{137}Cs wird dabei vorwiegend selektiv an randlich aufgeweitetem Illit, Montmorillonit und Vermiculit, sehr vermindert und unspezifisch aber auch an Kaolinit (Zweischicht-Tonmineral), adsorbiert und kann nicht verlagert werden, während Radiocäsium in der Bodenlösung von Humus i.W. reversibel in Abhängigkeit der jeweiligen Kationenkonzentrationen sorbiert wird (KRUSE-IRMER 2002). Bei geringen Humus- bzw. Tongehalten im Boden kann dann eine vertikale Verlagerung eher stattfinden, sofern das Radiocäsium 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 Radiocäsium noch besonders mobil ist, stellen die Oh-Horizonte Cäsiumsenken dar, in denen das Radiocäsium zum größten Teil an höhermolekulare organische Substanzen gebunden wird und somit aus dem Radiocäsiumkreislauf 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 durch veränderte Austauschigenschaften die Cäsiumadsorption. STREBL (1999) schätzt die ökologische Halbwertszeit und damit die Verweildauer des Radiocäsiums 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 Radiocäsiums in den Mineralboden ist damit direkt abhängig von der Mächtigkeit, Art und Qualität des Auflagehorizonts. Mit der Mineralisierung des Oh-Horizontes kann das Radiocäsium in den obersten Mineralbodenhorizont eindringen, was demzufolge in nährstoffreichen Waldböden und leicht mineralisierbarer Laubstreu schneller als in nährstoffarmen Waldböden mit Nadelstreu 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. Das radioaktive Cs wird im gesamten Körper vor allem in den Muskeln gespeichert oder über die Nieren ausgeschieden.

Mit Hilfe von Modellrechnungen und Messungen wurde ermittelt, dass eine Aktivität von rund 70.000 Bq von inkorporiertem ^{137}Cs einer Ganzkörperexposition, also einer effektiven Organdosis, von ca. 1 mSv entspricht.

Hierzu ein Beispiel:

Der Verzehr von 1 kg kontaminierter Maronenröhrlingen aus Bayern (etwa 3.500 Bq ^{137}Cs) würde somit zu einer zusätzlichen Strahlenbelastung von $1/20 \text{ mSv} = 0,05 \text{ mSv}$ führen. Geht man von einer mittleren jährlichen natürlichen Strahlenbelastung von 2,4 mSv aus, dann ist eine derartige Strahlenbelastung vernachlässigbar klein. Bei geringeren Belastungen der Pilze, z.B. in Norddeutschland, verringert sich die Organbelastung entsprechend noch weiter.

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 zu unterschiedlichen Zeitpunkten ermittelten Werte vergleichen zu können, werden 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 etwa 35% zurückgegangen. Dabei beschränkte sich die Bodenbelastung anfangs auf die obersten Zentimeter. Neuere Untersuchungen zeigen, dass ^{137}Cs in die Tiefe verlagert, zum Teil aber auch wieder aktiv durch Pflanzenwurzeln im Boden nach oben transportiert wurde (LfU Baden-Württemberg 2002). Auch durch Umlagerungen des Bodenmaterials durch Pflügen erfolgte eine Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz.

Von den bislang 3.145 auf Radionuklide untersuchten Bodenhorizonten in Rheinland-Pfalz stammen 166 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/m^2 für Deutschland wurden stellenweise bis zu 10.000 Bq/m^2 ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet durch Niederschläge deponiert. Die höchsten Bodenkontaminationen befinden sich im Bereich der Hunsrückhochfläche, z.T. auch im Hoch- und Idarwald. In der restlichen Region überschreiten die Werte 6.000 Bq/m^2 nicht. Die Umgebung von Morscheid-Riedenburg zählt damit in Rheinland-Pfalz wegen der in diesem Zeitraum zufälligerweise höheren Niederschlägen zu den durch künstliche Radionuklide stärker betroffenen Regionen.

Die **Ackerböden** enthalten im Untersuchungsraum im Oberboden durchschnittlich 26 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ und die Ausreißergrenze befindet sich bei rund 53 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$. Aufgrund der typischen Bearbeitungstiefe von 30 cm ist dieser Mittelwert praktisch identisch mit dem gewichteten Gehalt. Die mittlere Belastung ist damit fast doppelt so hoch wie im Landesdurchschnitt. Bislang wurden nur im Raum Pirmasens ähnlich hohe ^{137}Cs -Aktivitäten in Ackerböden festgestellt. Auch im südwestlichen Rheinland-Pfalz sind erhebliche Mengen an radioaktivem Cäsium mit den Niederschlägen deponiert worden.

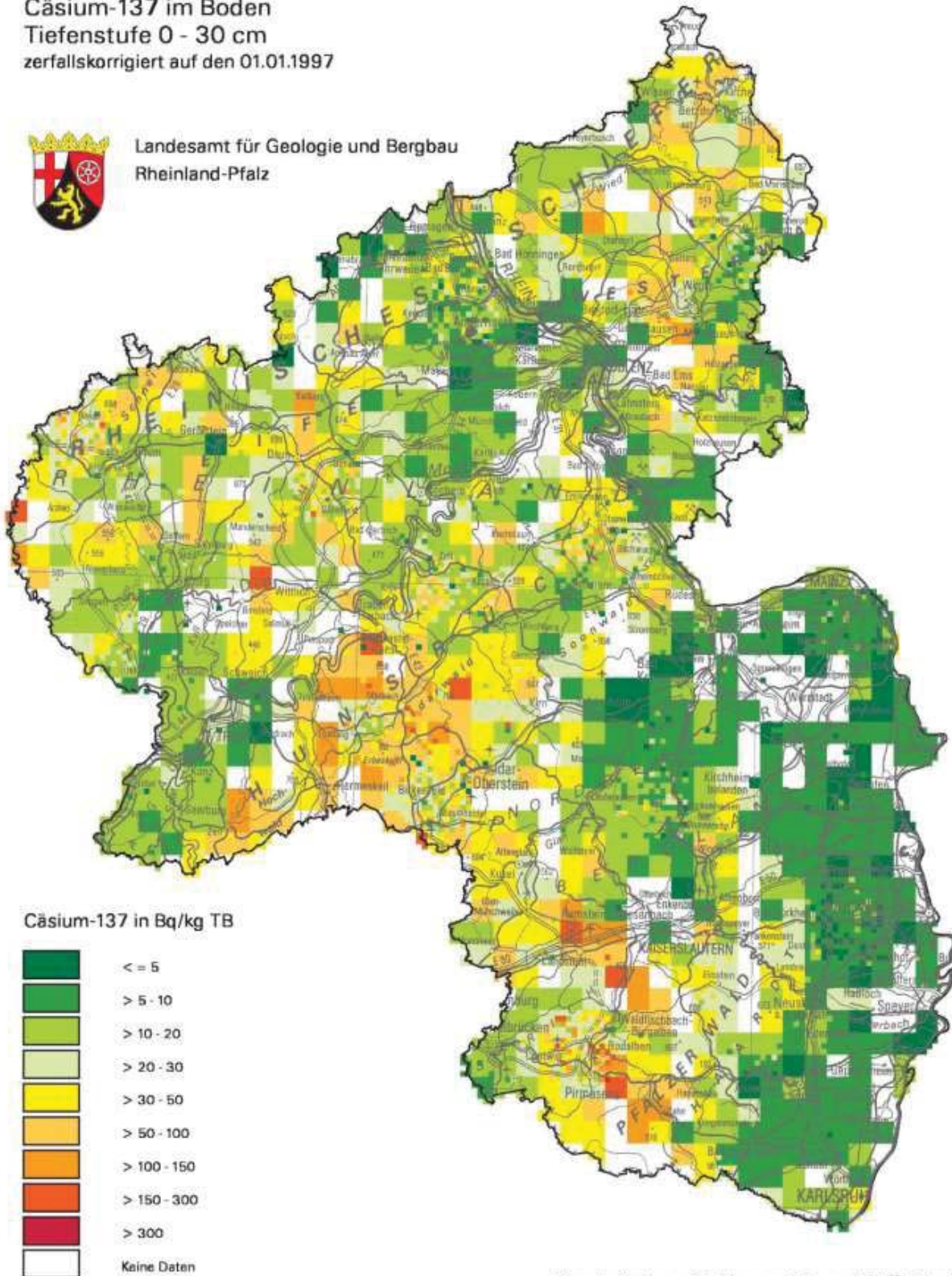
Die Verfügbarkeit von Cäsium i.A. und damit auch Radiocäsium nimmt im Boden zu bei sinkendem pH-Wert (< 5,5), sinkenden Tonmineralanteilen in der Wurzelzone, Kaliumarmut in der Bodenlösung und steigendem Humusanteil. Die Ackerböden im Untersuchungsraum zeichnen sich alle durch einen pH-Wert von durchschnittlich 5,6 aus. Aufgrund guter Kaliumversorgung und relativ hohen Tonanteilen im Bodensubstrat dürfte die Verfügbarkeit von Radiocäsium gering sein, so dass ein Eintrag in Ackerfrüchte nicht wahrscheinlich ist.

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

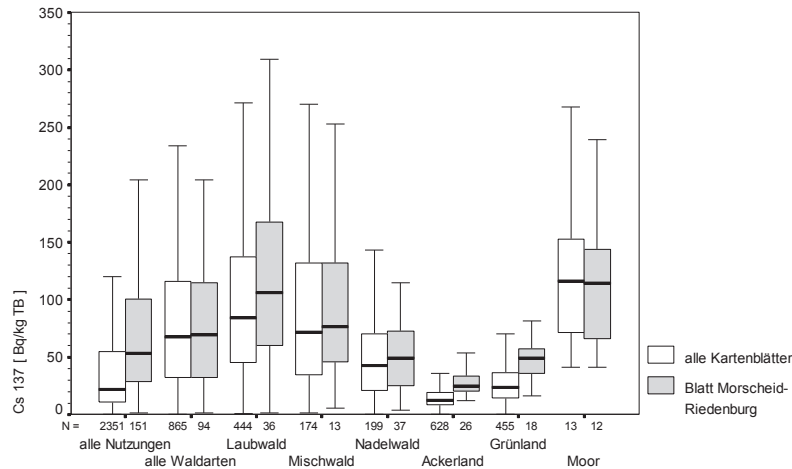


Abb. 72
¹³⁷Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Die primordialen Radionuklide ⁴⁰K und ²³²Th konnten in allen Oberböden nachgewiesen werden; ²³⁸U direkt nur sehr vereinzelt. Im Mittel erreichten die ⁴⁰K-Werte rund 784 Bq/kg Trockenboden (TB) im obersten Mineralbodenhorizont, was einem Kaliumgesamtgehalt von rund 25 g/kg Trockenboden entspricht. Davon ist ein nur sehr geringer Teil (ca. 1 %) pflanzenverfügbar (s.a. Kap. 4.1.5.); der restliche Teil ist überwiegend mineralisch immobilisiert.

Die gegenüber ¹³⁷Cs relativ hohen Zerfallswerte des ⁴⁰K tragen in erheblichem Maß zur Ortsdosisleistung bei.

Tab. 83 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	2.351	17	10,6	22,0	54,0	113,0	118,6
	6208	151	0	28,7	53,4	101,3	159,2	204,2
alle Waldarten	RP	866	4	32,2	67,6	115,9	179,6	233,9
	6208	94	0	32,2	69,4	115,0	209,1	204,2
Laubwald	RP	444	1	45,2	83,6	137,5	194,8	271,5
	6208	36	0	60,2	105,9	167,6	286,5	309,6
Mischwald	RP	175	1	34,4	72,0	130,6	209,0	270,3
	6208	13	0	43,2	76,3	134,8	255,2	264,7
Nadelwald	RP	199	1	21,0	42,5	70,6	104,5	143,4
	6208	37	0	24,7	49,2	73,4	99,3	115,0
Ackerland	RP	628	1	8,6	12,7	19,5	26,6	35,7
	6208	26	0	20,2	24,7	33,6	49,9	53,4
Grünland	RP	455	1	14,2	24,0	36,6	53,3	70,0
	6208	18	0	36,1	49,2	57,3	75,0	81,4
Moor	RP	13	0	68,7	116,1	174,5	270,6	281,5
	6208	12	0	66,0	114,6	143,8	252,0	239,4

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

Die Uran- und Thoriumgehalte von durchschnittlich 3 und 13 mg/kg TB entsprechen den zu erwartenden Gehalten der natürlichen mineralischen Ausstattung; im Bereich der Hunsrückschiefer sind sogar mit Thoriumwerten von bis zu 18 mg/kg zu rechnen.

Die **Grünlandböden** im Untersuchungsraum enthalten im Durchschnitt mit rund 49 Bq/kg TB fast doppelt soviel ^{137}Cs wie die Ackerböden. Im Vergleich mit den landesweiten gemittelten Werten zeigt sich nur im Bereich Pirmasens eine ähnliche Situation. Im landesweiten Durchschnitt erreichen die ^{137}Cs -Werte mit ca. 24 Bq/kg TB nur etwa die Hälfte, was wahrscheinlich darin begründet ist, dass der Anteil geringer belasteter Regionen größer ist.

Beim gewichteten Gehalt unterscheiden sich die Grünland- und die Ackerböden auf Blatt Morscheid-Riedenburg nicht signifikant. Sowohl Streuung als auch Mittelwert sind bei ihnen sehr ähnlich.

Die Ausstattung der Böden mit primordialen Radionukliden (^{238}U , ^{232}Th und ^{40}K) ist im Vergleich mit anderen Gebieten in Rheinland-Pfalz im Mittel signifikant höher. Die ^{40}K -Gehalte im Untersuchungsraum zeigen im Mittel 728 Bq/kg TB, was einem Kalium-Gesamtgehalt von rund 24 g/kg TB entspricht. Davon sind rund 0,3 % pflanzenverfügbar, also rund 65 mg/kg TB. Im Landesdurchschnitt werden 622 Bq/kg ^{40}K erreicht, was einem Gehalt von rund 20g/kg Gesamtkalium entspricht.

Landesweit sind derzeit erst 13 **Moor**profile auf ihren Radionuklidgehalt untersucht worden. Davon befinden sich 7 Profile direkt im Untersuchungsraum und zwar ausnahmslos im Wald. Um eine bessere statistische Absicherung zu bekommen, wurden nah angrenzende Moorstandorte auf Blatt Morbach (1 Profil) und auf Blatt Hottenbach (4 Profile) mit in die Auswertung einbezogen.

Tab. 84 Gewichteter ^{137}Cs -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	2.296	0	8,1	13,5	22,8	35,1	44,5
	6208	151	0	13,6	23,3	36,0	66,4	63,1
alle Waldarten	RP	822	0	9,0	16,0	29,7	50,0	60,1
	6208	94	0	10,2	17,8	31,7	52,6	63,1
Laubwald	RP	424	0	12,3	20,3	31,6	51,1	60,1
	6208	36	0	16,6	27,2	45,5	62,9	77,7
Mischwald	RP	159	0	7,9	14,0	33,4	49,4	68,7
	6208	13	0	9,6	17,5	55,9	77,0	91,6
Nadelwald	RP	191	0	6,0	10,0	22,9	46,9	45,4
	6208	37	0	8,3	12,6	20,4	27,5	29,7
Ackerland	RP	629	0	8,1	11,9	18,2	24,9	32,7
	6208	26	0	20,2	24,7	30,2	49,9	37,7
Grünland	RP	451	0	11,0	16,6	24,7	32,3	43,3
	6208	18	0	18,3	26,9	33,0	39,1	42,5
Moor	RP	13	0	68,7	91,3	131,0	229,7	216,7
	6208	12	0	66,0	91,1	121,6	236,1	123,2

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

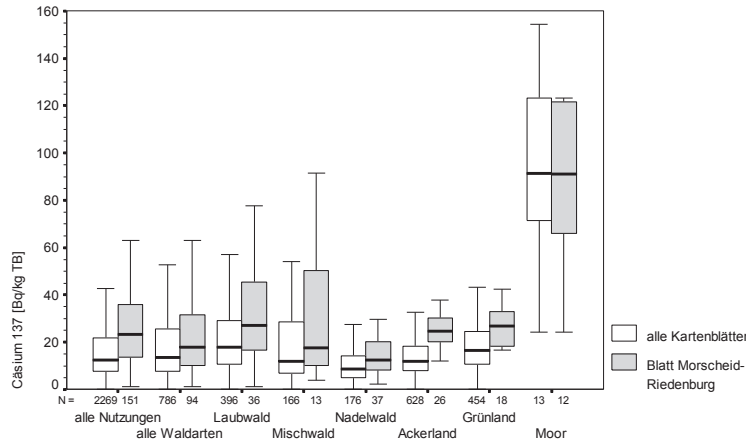


Abb. 73
Gewichteter ¹³⁷Cäsium-Gehalt
der oberen 30 cm des Mineral-
bodens, gruppiert nach
Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Die oberen Horizonte weisen im Mittel mit rund 115 Bq/kg TB mäßig hohe ¹³⁷Cs-Gehalte auf. Die Schwankungsbreite bei nur 12 Profilen ist mit 41 bis ca. 282 Bq/kg recht hoch, was aber mit dem unterschiedlichen Radiocäsium-Einträgen durch Regen nach der Tschernobylkatastrophe zu erklären ist. Die gemittelten ⁴⁰K-Gehalte von durchschnittlich 136 Bq/kg induzieren Kaliumgehalte von rund 4,4 g/kg. Davon sind ca. 4,5% pflanzenverfügbar. Die Thorium- und Urangelhalte mit durchschnittlich ca. 2,2 bzw. 4,1 mg/kg sind typisch für diese Region.

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 94 **Wald**standorte beprobt, die sich aufteilen in 37 Nadelwald-, 36 Laubwald- und 13 Mischwaldstandorte.

Die höchste ¹³⁷Cs-Aktivität ist wie in allen Gebieten in der Humusauflage und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden. Im Mittel enthalten die organischen Auflagen der Wälder im Untersuchungsraum 249 und ihre Oberböden 69 Bq ¹³⁷Cs/kg. Die Ausreißergrenzen befinden sich bei 603 bzw. 204 Bq ¹³⁷Cs/kg. Der Mittelwert der organischen Auflagen liegt um mehr als 60% über den landesweiten Werten, während bei den Oberböden der Mittelwert und die Streuung fast dem Landesdurchschnitt

Tab. 85 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	765	2	68,8	153,1	260,8	403,6	547,7
	6208	93	0	176,9	248,9	373,0	432,8	602,7
Laubwald	RP	338	2	44,1	98,1	194,8	325,6	398,8
	6208	33	0	128,5	223,8	361,4	438,9	511,0
Mischwald	RP	223	0	79,1	167,1	275,5	446,4	557,1
	6208	18	0	133,1	190,4	254,3	427,6	432,5
Nadelwald	RP	169	0	136,8	222,8	317,5	431,1	555,3
	6208	35	0	212,0	294,3	397,9	475,0	602,6

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6208= Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg

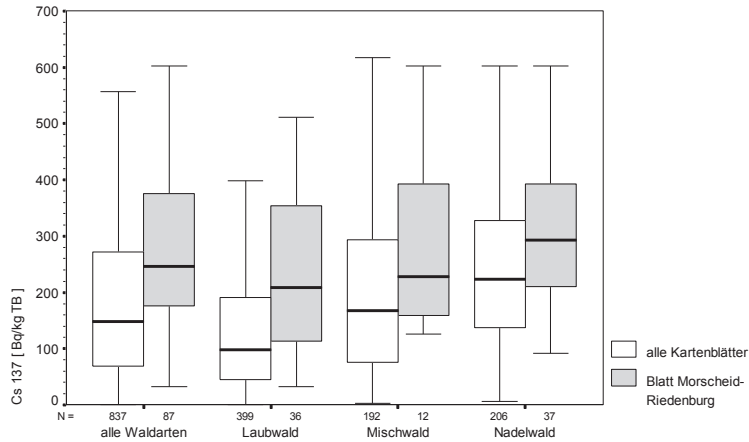


Abb. 74
¹³⁷Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

entspricht. Die regional erhöhte ¹³⁷Cs-Belastung zeigt sich in den Waldböden maßgeblich in ihren Humusaufgaben. Allerdings zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Baumbestand.

Die im Mittel 4 cm mächtigen organischen Auflagen der Laubwälder zeigen im Untersuchungsraum mit rund 209 Bq/kg eine geringere ¹³⁷Cs-Aktivität als die der Nadelwälder. In ihren obersten Mineralbodenhorizonten sind mit 105 Bq/kg ¹³⁷Cs schon ein Drittel des ursprünglichen Eintrags in den Oberboden eingewandert, unter der Voraussetzung, dass die Auflagenhorizonte den gesamten Cäsiumeintrag gepuffert haben. In den Nadelwäldern dagegen sind bei einer mittleren Auflagenstärke von 7 cm (siehe oben) in der organischen Auflage noch 85% des ursprünglichen Radiocäsium-Eintrages vorhanden. Ihre obersten Mineralbodenhorizonte zeigen einen mittlere Aktivität von 45 Bq/kg ¹³⁷Cs, was einem prozentualen Anteil von rund 15% ausmacht.

Pilze scheinen in diese komplizierten Vorgänge über Mobilisierung / Immobilisierung von Radiocäsium aktiv einzugreifen. Sie nehmen bis zu 150-mal mehr Radiocäsium auf als die Pflanzen der begleitenden Krautschicht. Andere Pilze, vor allem symbiotisch lebende Mykorrhiza-Pilze verursachen eine höhere Radiocäsiumaufnahme ihrer symbiotischen Pflanzenpartner oder können auch aktiv Radiocäsium in

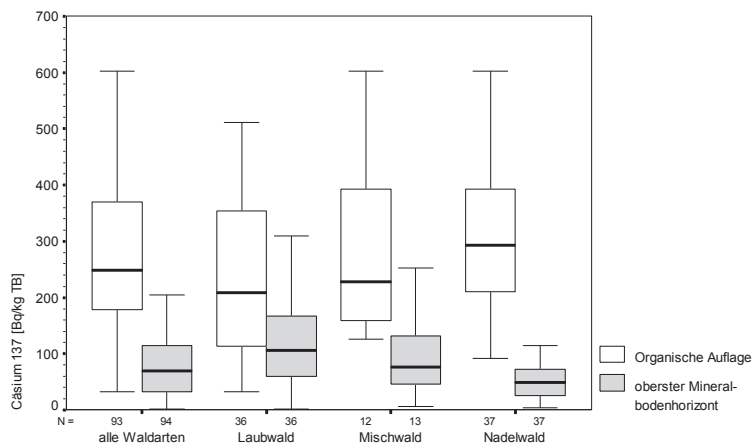


Abb. 75
¹³⁷Cäsium in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont in Rheinland-Pfalz, gruppiert nach Baumbestand

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

höhere Bodenschichten verlagern. Sie führen damit frei verfügbares Radiocäsium aktiv wieder in den Radiocäsium-Kreislauf.

Vor allem höhere Pilze "wurzeln" in der Streuschicht und akkumulieren in ihrem Myzel Radiocäsium. Der Speisepilz Maronenröhrling zum Beispiel hat sein Myzel relativ oberflächennah noch im Auflagehumus, also im Bereich der höchsten Radiocäsiumkonzentration. Daher lagert er ca. 10-mal so viel ^{137}Cs als der Steinpilz ein, welcher in wesentlich tieferen und damit Radiocäsium-ärmeren Horizonten "wurzelt".

Nach Wichtung der ^{137}Cs -Werte im Mineralboden (Methode siehe Kap. 3.3.3) zeigt sich, dass die gewichteten Gehalte im Laubwald mit durchschnittlich 27 Bq/kg ähnlich hoch ausfallen wie bei den landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Mineralboden der Nadelwälder sind hingegen die Werte nur halb so hoch, da ein erheblicher Teil des Radiocäsiums sich noch in der deutlich mächtigeren und schwerer mineralisierbaren Humusaufgabe befindet.

Die primordialen Radionuklide ^{232}Th , ^{238}U und ^{40}K finden sich in den organischen Auflagen mit geringeren Anteilen und in den Mineralböden mit höheren Anteilen von bis zu 9 mg/kg Thorium, ca. 4 mg/kg Uran und bis zu 16 g/kg Kalium. Der Gesamt-Kaliumgehalt im Oberboden der Nadelwälder ist gegenüber dem Laubwald um ca. 13%, in den organischen Auflagen sogar um fast 30% niedriger.

Fazit:

Die Böden des Projektgebietes besitzen im Vergleich zu anderen Gebieten von Rheinland-Pfalz relativ hohe Gehalte an dem künstlichen Radionuklid ^{137}Cs und den beiden primordialen Radionukliden ^{232}Th und ^{238}U . Die höchsten Radiocäsiumwerte finden sich in den organischen Auflagen der Nadelwälder und sind dort i.W. in den Radiocäsium-Kreislauf (Boden-Pflanze-Bestandsfall-Boden) gebunden. Eine vertikale Verlagerung passiert 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 hier 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> (Datum der Einsichtnahme: 30.5.2006)
- 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.
- 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..
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (1957): Klimaatlas von Rheinland-Pfalz.- 77 Kt., 9 Diagr., 37 S. Erl.; Bad Kissingen.
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).
- FIEDLER, H. & HUTZINGER, R. (1991): Literaturstudie: Polychlorierte Dibenzo-*p*-Dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF).- Organohalogen Compounds, Vol. 5, 87 S.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER, H.J. (1988): Spurenelemente in der Umwelt.- 278 S, 54 Abb. 139 Tab.; Stuttgart (Enke).
- FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten.- 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).
- 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. (2008): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz.- Losebl.-Ausg.; 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).
- 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 CaCl₂ und NH₄NO₃.- Z. Pflanzenern. Bodenkde. **158**:137-145; Weinheim (VCH).

- HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile.- Texte, **13/91**: 1-137, 25 Abb., 29 Tab.; Berlin (Umweltbundesamt).
- JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation.- GLA Fachber., **9**: 1-155; München (Bayerisches GLA).
- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen.- GLA Fachber., **12**: 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils 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 ¹³⁷Cs 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. (1988): Bodenkunde.- 4. erw. Aufl., 568 S., 150 Abb., 157 Tab.; 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. Landeskde. **222**:1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskde. Selbstverlag).
- 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).
- 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).
- NORUSIS, M.J. (1994): SPSS 6.0 für Windows, Anwenderhandbuch für das Base System.- 527 S.; Chicago.
- OTTOW, J. (1991): Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 19-25; Oldenburg.
- PRÜß, 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.
- ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.- Losebl.-Ausg.; Berlin (Schmidt).
- RUPPERT, H. (1994): Einfluß periglazialer Deckschichten auf die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 21-33; Berlin (Springer).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **2**: 1-97, 3 Abb., 89 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **5**: 49-73; München (Bayerisches GLA).
- SAHR, T. M. (2003): Untersuchungen zur Transkriptionsänderung in *Arabidopsis thaliana* nach Cäsium- und Radiocäsium-Applikation.- Diss.; München.
- 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).
- 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 (Bayerisches GLA).
- TEBAAY, R.H. (1994): Untersuchung zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-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. Bodenkd. **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.] (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.
- WERLE, O. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 148/149 Trier-Mettendorf.- Geogr. L.-aufnahme 1:200000, 68 S.; Bad Godesberg (B.- anst. Landeskd. Raumforsch. Selbstverlag).
- World Wide Fund For Nature (**WWF**) (2002): Gefahren durch hormonell wirksame Pestizide und Biozide.- 43 S.; Frankfurt a.M..

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 7), Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen; (1983).
- 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, Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1996).
- DIN ISO 13878, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse); (1998).
- 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

- 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
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
DDT	Dichlor-diphenyl-trichlorethan
Σ-DDX	Summe der Isomere der DDT-Gruppe
FIMS	
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
KAK _{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
N _{ges}	Gesamt-Stickstoff
Ni	Nickel
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
SE _{ges}	<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
Zn	Zink
Bq	Becquerel
I-TEq	(Internationales) Toxizitätsäquivalent
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

(f)	fluvial verlagert
(u)	verschwemmt
^s	Sandstein
^s; (d)	Sandstein (Devon)
^to	Tonstein
^to; (d)	Tonstein (Devon)

^tsf	Tonschiefer
^tsf; (d)	Flaserschiefer (Devon)
^tfl	Flaserschiefer
^tfl; (d)	Tonschiefer (Devon)
^q	Quarzit
^q; (d)	Quarzit (Devon)
AH	Anmoor
Au/Al	Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)
H	Moor
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
UI	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 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschlagssummen und der klimatischen Wasserbilanz	20
3 Flächennutzung im Untersuchungsraum	22
4 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	24
5 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Organochlorpestizide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	25
6 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	25
7 Mittlere Nachweisgrenzen, Summenformeln und Faktoren der Toxizitätsäquivalente der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	26
8 Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der messbaren Radionuklide	26
9 Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten	27
10 Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielprofil	30
11 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	34
12 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	36
13 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart im Auenschluff und -lehm	39
14 pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	41
15 pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	42
16 pH-Wert in (An-) Mooren	43
17 pH-Wert in Auenschluffen und -lehm	43
18 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in (An-) Mooren	45
19 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	46
20 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	49
21 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Auenschluffen und -lehm	50
22 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in (An-) Mooren	52
23 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	54
24 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbare Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	56
25 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	57
26 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbare Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	58
27 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	60
28 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	62
29 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in (An-) Mooren	65

	Seite
30 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	66
31 Vorsorgewerte für Metalle	67
32 Prüfwerte für Metalle	67
33 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums	68
34 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	70
35 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	74
36 Arsen in (An-) Mooren	76
37 Arsen in Auenschluffen und -lehmen	77
38 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	79
39 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	83
40 Blei in (An-) Mooren	85
41 Blei in Auenschluffen und -lehmen	86
42 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	88
43 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	93
44 Cadmium in (An-) Mooren	94
45 Cadmium Auenschluffen und -lehmen	96
46 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	98
47 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	102
48 Chrom in (An-) Mooren	104
49 Chrom in Auenschluffen und -lehmen	105
50 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	108
51 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	111
52 Kupfer in (An-) Mooren	112
53 Kupfer in Auenschluffen und -lehmen	113
54 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	115
55 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	120
56 Nickel in (An-) Mooren	122
57 Nickel in Auenschluffen und -lehmen	123
58 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	125
59 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	129
60 Quecksilber in (An-) Mooren	131
61 Quecksilber in Auenschluffen und -lehmen	132
62 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	134
63 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	139
64 Zink in (An-) Mooren	140
65 Zink in Auenschluffen und -lehmen	142
66 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden	144
67 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe	145
68 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburger Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	146

	Seite
69 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	146
70 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	149
71 Pentachlorphenol (PCP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	150
72 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	153
73 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	154
74 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	157
75 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	159
76 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	160
77 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	162
78 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	164
79 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	166
80 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	167
81 Zusammensetzung der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland	169
82 Zusammensetzung der Strahlungsbelastung aus künstlichen Quellen	170
83 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	174
84 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	175
85 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage	176

Abbildungsverzeichnis

	Seite
1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	12
2 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	13
3 Quarzitrossel am Schwohbachtal	16
4 Riedbruch nördlich Thranenweier	18
5 Schema eines Boxplots	31
6 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	33
7 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	35
8 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	36
9 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	37
10 Bodenarten und Korngrößenverteilung in Oberböden der carbonatfreien Auenschluffe und -lehme	38
11 pH-Wert im Oberboden	40
12 pH-Wert in Waldböden	40
13 Organisch gebundener Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis im Oberboden	44
14 Organischer Kohlenstoff in Waldböden	47
15 Gesamt-Stickstoff in Waldböden	48
16 NH ₄ NO ₃ -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	51
17 Potentielle Kationenaustauschkapazität in Waldböden	53

	Seite
18 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden	61
19 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	68
20 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	69
21 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)	72
22 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)	73
23 Relative Mobilität von Arsen im Boden (nutzungsunabhängig)	75
24 Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	76
25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	78
26 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	78
27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden (nutzungsunabhängig)	80
28 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden (nutzungsunabhängig)	82
29 Relative Mobilität von Blei im Boden (nutzungsunabhängig)	84
30 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	87
31 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	87
32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)	90
33 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)	92
34 Relative Mobilität von Cadmium im Boden (nutzungsunabhängig)	94
35 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	96
36 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	97
37 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)	100
38 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)	101
39 Relative Mobilität von Chrom im Boden (nutzungsunabhängig)	103
40 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	105
41 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	106
42 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)	109
43 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)	110
44 Relative Mobilität von Kupfer im Boden (nutzungsunabhängig)	112
45 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	114
46 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	114
47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)	116
48 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)	118
49 Relative Mobilität von Nickel im Boden (nutzungsunabhängig)	119

	Seite
50 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	124
51 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	124
52 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)	126
53 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)	128
54 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden (nutzungsunabhängig)	130
55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	133
56 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	133
57 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden (nutzungsunabhängig)	136
58 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden (nutzungsunabhängig)	137
59 Relative Mobilität von Zink im Boden (nutzungsunabhängig)	138
60 Blatt 6208 Morscheid-Riedenburg: p,p'-DDX-Isomere im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	147
61 Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	148
62 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	152
63 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittlerem Jahresniederschlag	154
64 PAK _{16nh} im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	155
65 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	156
66 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden auf Blatt Morscheid-Riedenburg, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten	158
67 Polychlorierte Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung	159
68 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	161
69 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung	163
70 Gesamt-Dioxin-/Furan-Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	164
71 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	165
72 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	174
73 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	176
74 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand	177
75 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont in Rheinland-Pfalz, gruppiert nach Baumbestand	177

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2010 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	81
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	127
8 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Zink in den Oberböden	135
9 Geochemische Übersichtskarte: Cäsium-137 im Oberboden	173

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