



2015

Internationales
Jahr des Bodens

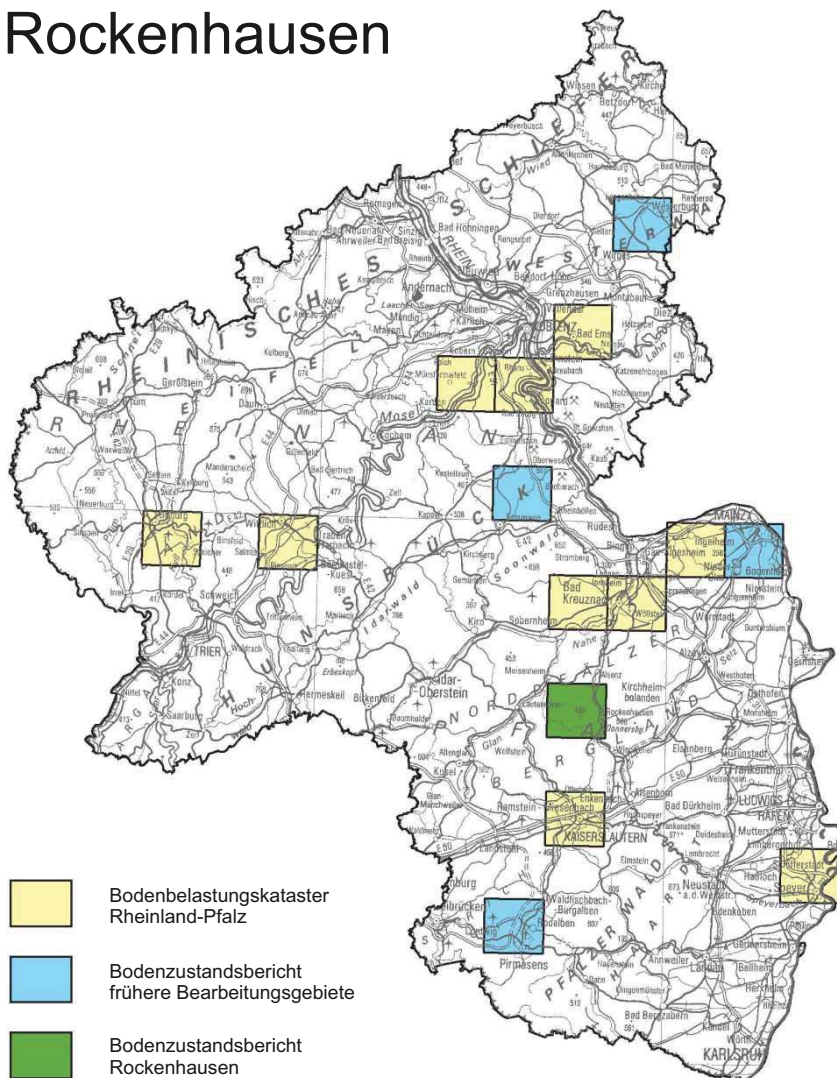


Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

BODENZUSTANDS- BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Rockenhausen



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

ROCKENHAUSEN

VERFASSER M. HAUENSTEIN

BEITRÄGE VON P. BAHRMANN

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

MAINZ 2015

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

IMPRESSUM

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

Projektkoordination
Dr. Josef Backes

Projektbetreuung
Michael Chudziak ¹

Bearbeiter:
Dipl.-Geogr. Matthias Hauenstein ²
Dipl.-Geogr. Peter Bahrmann ²
Dipl.-Geogr. Joachim Hoffmann ³
Dipl.-Biol. Hans-Peter Reck ⁴

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, 2006
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	12
3. Untersuchungsmethodik	24
3.1. Beprobung und Beprobungsraster	24
3.2. Analytik	24
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung	25
3.2.2. Allgemeine Analytik	25
3.2.3. Spurenelemente	25
3.2.4. Organische Schadstoffe	26
3.2.5. Radionuklide	28
3.2.5.1. Berechnungen mit Dosisleistungskoeffizienten	28
3.3. Auswertung	30
3.3.1. Bildung von Datenkollektiven	30
3.3.2. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze	32
3.3.3. Statistische Auswertung	32
3.3.4. Graphische Darstellung	33
3.3.5. Kartographische Darstellung	34
4. Ergebnisse	35
4.1. Allgemeine Parameter	35
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung	35
4.1.2. pH-Wert und Carbonate	40
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff	45
4.1.4. Kationenaustauschkapazität	51
4.1.5. Nährstoffe	57
4.2. Spurenelemente	62
4.2.1. Arsen	65
4.2.2. Blei	77
4.2.3. Cadmium	87
4.2.4. Chrom	98
4.2.5. Kupfer	109
4.2.6. Nickel	120
4.2.7. Quecksilber	132
4.2.8. Zink	146

4.3. Organische Schadstoffe	158
4.3.1. Biozide	159
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	165
4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)	172
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	175
4.4. Radionuklide	182
4.4.1. Bewertung mit Dosisleistungskoeffizienten	188
Schriftenverzeichnis	189
Normen	195
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze	196
Abkürzungsverzeichnis	197
Tabellenverzeichnis	199
Abbildungsverzeichnis	201
Kartenverzeichnis	205
Kartenanlage	

Zusammenfassung

Der vorliegende Bodenzustandsbericht beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet der Topographischen Karte Blatt 6312 Rockenhausen. Der 134 km² große Untersuchungsraum liegt naturräumlich im Nordpfälzer Bergland. Weite Bereiche befinden sich innerhalb der Verwaltungsgrenzen des Donnersbergkreises. Randbereiche gehören zu den Landkreisen Bad Kreuznach und Kusel. Das Bearbeitungsgebiet hat mit etwas mehr als 80 Einw./km² eine nur geringe Bevölkerungsdichte und ist ländlich geprägt. Am dichtesten besiedelt ist das Alsenztal mit dem Zentrum Rockenhausen. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche beträgt mehr als 70%. Fast die Hälfte des gesamten Gebietes nimmt dabei Ackerland ein, das vorrangig dem Getreideanbau dient. Nur etwa ¼ des Untersuchungsraums ist bewaldet. Größere Waldflächen finden sich vor allem am Stahlberg und in den Steillagen der Täler.

Die mittlere Jahrestemperatur liegt meist über 8°C und jährlich fallen durchschnittlich 700 - 800 mm Niederschlag. Die größte klimatische Gunst besitzt das Alsenztal, wo an Sonnenhängen sogar Weinbau betrieben wird. Hier kann der mittlere Jahresniederschlag auf 600 mm absinken.

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens im 1 km²-Raster fand zwischen September 2001 und Juni 2002 statt. Im inneren Untersuchungsgebiet wurde an 160 Standorten Proben entnommen. Zur besseren statistischen Absicherung erfolgte auf dem benachbarten Kartenblatt 6212 Meisenheim die Beprobung weiterer 38 Profile. 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 50 ausgewählten Oberböden der Gehalt an organischen Schadstoffen analysiert. Dazu zählen Pflanzenschutzmittel wie z.B. Lindan, DDT, HCB sowie Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und -Furane (PCDD/F).

Der geologische Untergrund besteht auf Blatt Rockenhausen großflächig aus Sedimentgesteinen der Glan-Subgruppe (ehemals ≈ Unterrotliegend). Petrographisch herrschen Pelite (Ton- und Schluffsteine) vor, in die Sandsteinlagen eingeschaltet sind. Innerhalb der Pelite treten kleinräumig kohlenstoffreiche Lagen auf, die als Schwarzpelite bezeichnet werden. Einen Flächenanteil von ca. 5% besitzen Magmatite aus dem jüngeren Rotliegend. Sie werden als Sub-Vulkanite bezeichnet, da sie die Sedimente der Glan-Subgruppe durchdrangen, ohne die Oberfläche zu erreichen. Erst Erosion legte sie später frei. Chemisch stehen sie am Übergang zwischen intermediären und basischen Magmatiten.

Eine Folge des Vulkanismus war die Bildung hydrothermalen Erzlagerstätten. Sulfidische Vererzungen bildeten sich vorrangig in Störungszonen und in angrenzenden durchlässigen Sedimentgesteinen. Von großer wirtschaftlicher Bedeutung waren Quecksilber-Lagerstätten, die zu den reichsten Vorkommen in Europa zählten. Die Gruben am Stahlberg (NW von Rockenhausen) gehörten zu den ergiebigsten im Nordpfälzer Revier. Urkundlich ist dort der Abbau seit Anfang des 15. Jahrhunderts belegt. Es gab zwei längere Abbauphasen, die im 19. Jahrhundert langsam ausliefen. Ein letzter Versuch im letzten Jahrhundert erwies sich als unrentabel und beschränkte sich im Wesentlichen auf den Nachlesebergbau. Durch die Art der Vererzungen wurde neben Quecksilber anfangs auch Silber gewonnen und weitere umweltrelevante Elemente wie Arsen und Antimon freigesetzt.

Die Böden sind fast ausnahmslos nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der liegenden Gesteine entwickelt, sondern in Lockersedimenten, die im Pleistozän („Eiszeitalter“) gebildet bzw. später nochmals umgelagert wurden. Sie bestehen überwiegend aus Gesteinen des Untergrundes sowie deren

Verwitterungsbildungen, denen in wechselnden Anteilen eingewehte ortsfremde Komponenten wie Lösslehm beigemischt sein können. Etwa 90% der Böden auf Blatt Rockenhausen sind in periglazialen Lagen des Pleistozän entwickelt. Sie sind flächenhaft Lösslehm-arm bis -frei, wodurch sie petrographisch und geochemisch den liegenden Gesteinen ähneln. Im Holozän fand weiträumig eine intensive Bodenerosion statt, wodurch die potentiell Lösslehm-haltigen Haupt- und Mittellagen in weiten Teilen des Untersuchungsraums vollständig abgetragen wurden. Die Bodenbildung findet daher vor allem in älteren Lösslehm-freien Basislagen statt. Nur weniger als ein Drittel der Oberböden sind in jüngeren periglazialen Lagen entwickelt, wobei auch diese häufig nicht mehr vollständig erhalten sind. Mit einem Flächenanteil von ca. 70% stellen die Pelit-reichen periglazialen Lagen die weitaus wichtigsten Substrate dar. Da in den Peliten häufig geringmächtige Sandstein- bzw. Arkosenlagen eingeschaltet sind, treten diese oft als Nebenkomponente auf. In ihnen sind meist nur geringmächtige A-C-Böden in Form von Regosolen entwickelt. Nur selten erreicht die Bodenbildung das Stadium der Regosol-Braunerde.

Die Hauptkomponenten weiterer Lösslehm-ärmer bis -freier periglazialer Lagen sind Sandsteine / Arkosen und (Sub-)Vulkanite, die einen Flächenanteil von ca. 2 bzw. 5% besitzen. Auch bei ihnen bildeten sich überwiegend nur geringmächtige Regosole und untergeordnet Ranker.

Etwa 10% der periglazialen Lagen weisen einen mittleren bis hohen Lösslehmgehalt auf. Sie kommen vorrangig an den NE- bis SE-exponierten Hängen bzw. Hangmulden bei nur geringen bis mäßigen Hangneigungen vor. Substrate, die ausschließlich aus (Lokal-)Lösslehm bestehen, treten nur vereinzelt auf. Auch hier hat intensive Erosion nur eine geringe Bodenbildung zugelassen, so dass ebenfalls Regosole überwiegen.

Die jüngsten Substrate sind aus dem Holozän stammende Solum- und Auensedimente. Ihre Bildung fand vor allem seit dem Mittelalter 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 10% der Oberböden sind in Solumsedimenten, ca. 2% in Auensedimenten entwickelt. Da sie aus Bodenmaterial bestehen, das häufig aus abgetragenen Lösslehm-haltigen Hauptlagen stammt, tritt im Untersuchungsraum ein mittlerer bis hoher Lösslehmgehalt ungleich häufiger als in den heute anstehenden periglazialen Lagen auf.

Die Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens ist im Verbreitungsgebiet der Pelite auch bei wechselndem Lösslehmanteil relativ einheitlich. Im Oberboden überwiegt bei allen Pelit-haltigen Substraten die Bodenart schluffiger Lehm. Gut die Hälfte der Pelit-reichen Oberböden weist diese Bodenart auf. Wichtigste Kornfraktion ist der Schluff mit einem mittleren Gehalt von etwas über 50 Gew.%, wobei innerhalb der Schlufffraktion meist der Grobschluff vorherrscht. Der mittlere Tongehalt liegt bei 26 Gew.% und schwankt in einem typischen Bereich von 20 bis 36 Gew.%. Trotz der Lösslehm-ähnlichen Zusammensetzung dürfte der Feinboden maßgeblich aus Verwitterungsprodukten der Schluff- und Tonsteine stammen.

In den Sandstein-reichen Substraten, denen untergeordnet Lösslehm und/oder Pelite beigemischt sind, überwiegen die Bodenartengruppen Lehmsande und Sandlehme. Die Hauptfraktion ist meist der Feinsand. Im Untersuchungsraum ist dieses Substrat deutlich feinkörniger als im Pfälzer Wald.

Die Oberböden im gesamten Untersuchungsgebiet sind weitgehend carbonatfrei, so dass ohne Kalkung flächendeckend eine saure Bodenreaktion vorherrscht. Der mittlere pH-Wert beträgt in Pelit-reichen Waldböden pH 4,2, der allerdings zwischen pH 3,8 bis 5,8 stark schwankt. Die pH-Werte steigen zwar tendenziell mit der Tiefe an, jedoch variieren die Werte dort noch stärker (pH 3,6 - 7,4). Diese weite Spanne dürfte auf den stark variierenden Verwitterungszustand und den möglicherweise unterschiedlichen Mineralbestand der Pelite zurückzuführen sein. Böden aus intensiv verwitterten Gesteinen neigen

zu einer rascheren Versauerung. Die Waldböden mit merklichen Lösslehm- und/oder Sandsteinanteil weisen überwiegend einen etwas tieferen pH-Wert als die Pelit-reichen Waldböden auf. Die flächig vorgenommenen Waldbodenkalkungen erhöhen in erster Linie den pH-Wert der Humusaufgabe. Bei einem Mittelwert von pH 5,1 (pH 3,7 - 6,2), liegt der pH-Wert dort durchschnittlich um 0,9 Einheiten höher als im folgenden Mineralbodenhorizont.

Die für die landwirtschaftliche Nutzung erforderliche Kalkung überdeckt substratspezifische Unterschiede. In Ackerböden wurde ein mittlerer pH-Wert von 5,9 festgestellt. Werte zwischen 5,1 und 6,8 sind hier typisch. In Grünlandböden liegt die Bodenreaktion überwiegend etwas niedriger.

Einen ähnlich starken Einfluss hat die Nutzung auch auf Gehalt und Qualität der organischen Substanz. Die Pelit-haltigen Waldoberböden besitzen je nach Lösslehm- und Sandsteinanteil einen durchschnittlichen Gehalt von 6 bis 8 Gew.% organischer Substanz. Die Gehalte streuen allerdings erheblich um die Mittelwerte. In Pelit-reichen Waldoberböden liegt das C/N-Verhältnis bei 14. Dies ist für Waldböden sehr günstig und lässt auf gute biotische Bedingungen schließen. Die Lösslehm- und Sandstein-reicheren Waldböden weisen ein etwas ungünstigeres C/N-Verhältnis auf.

Bei landwirtschaftlicher Nutzung sind erwartungsgemäß keine größeren substratbedingten Unterschiede festzustellen. Im Mittel enthalten die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der Pelite zwischen 2,6 und 2,8 Gew.% org. Substanz. Sie weisen sehr günstige C/N-Verhältnisse zwischen 7 und 9 auf. Grünlandoberböden sind bei nur geringfügig höherem C/N-Verhältnis etwas humoser.

Die Waldböden zeigen bei der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) substratbedingte Unterschiede. Die mittlere KAK_{pot} Pelit-reicher Waldoberböden liegt bei 18 cmol/z/kg und schwankt in einem typischen Bereich von 12 bis 23 cmol/z/kg. Durchschnittlich sind 45% der Austauschplätze mit basischen Kationen belegt. Etwa $\frac{2}{3}$ der Waldoberböden dieser Substratgruppe werden als mittelbasisch, die Übrigen sogar als basenreich bewertet. Während mit steigendem Sandsteinanteil die KAK_{pot} der Waldoberböden nur unerwartet wenig abnimmt, ist bei zunehmendem Lösslehmgehalt ein Absinken auf durchschnittlich 12 cmol/z/kg zu verzeichnen. Zudem wird jeweils die Hälfte der Böden nur noch als basenarm und mittelbasisch eingestuft. Ähnliches wurde auch schon bei anderen Mittelgebirgsböden beobachtet und der Trend setzt sich im Unterboden fort. Es wird vermutet, dass es sich vorwiegend um Lokal-Lösslehme handelt, die aus intensiv verwitterten Gesteinen der Region entstanden. Sie zeigen eine deutlich niedrigere KAK_{pot} , was auch auf ihre Untergrundhorizonte zutrifft.

Die KAK_{pot} der landwirtschaftlich genutzten Böden ist bei gleichem Substrat aufgrund des geringeren Humusgehalts meist etwas geringer als bei forstlicher Nutzung. Durch Kalkung und Düngung sind insbesondere die Ackerböden annähernd basengesättigt. Dabei dominiert Calcium den Kationenbelag mit einem Anteil von 70-90%.

Die Nährstoffversorgung in den Ackerböden ist überwiegend günstig. In deutlich weniger als 10% der Fälle besteht ein Phosphor- und/oder Kaliummangel. Bei $\frac{1}{4}$ der Böden liegt ein Kalium-Überschuss vor. Ein überhöhtes Phosphorangebot kommt deutlich seltener vor. Die natürliche Magnesium-Versorgung scheint in der Regel ausreichend zu sein, so dass eine Düngung meist nicht erforderlich ist. Die Phosphor- und/oder Kaliumgehalte der Grünlandböden liegen etwa um die Hälfte niedriger als in Ackerböden. Da bei Grünlandnutzung gezielt Magnesiumdünger gegen Mangelerscheinungen bei Weidetieren eingesetzt werden, ist der verfügbare Magnesium-Gehalt hingegen meist deutlich höher.

Wie schon die KAK_{pot} vermuten lässt sind die Pelit-reichen Waldböden am günstigsten mit essentiellen Nährstoffen versorgt. Insbesondere beim Kalium führt ein steigender Lösslehm- und Sandsteinanteil zu sinkenden Gehalten. Beim Phosphor bestehen keine signifikanten Substratunterschiede. Der Magnesiumgehalt ist insbesondere in der Humusaufgabe und im Oberboden durch die Bodenschutzkalkungen erhöht. Der Hauptnährstoffvorrat liegt in sauren Waldböden allgemein in diesen Horizonten.

Von Arsen abgesehen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle. Sie sind natürlicher Bestandteil aller Böden und stellen teilweise sogar essentielle Spurennährstoffe dar. Ob sie als Schadstoff anzusprechen sind, ist eine Frage von Konzentration und Verfügbarkeit.

Der Gesamtgehalt in den Böden wird je nach Element im Wesentlichen von den Parametern Ton, Humus und/oder Eisengehalt bestimmt. Kann der Gesamtgehalt zum großen Teil durch diese Parameter erklärt werden und ist eine Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat erkennbar, weist dies meist auf naturnahe Verhältnisse hin. Allerdings können Vererzungen zu abweichenden Verhältnissen führen. Letztlich wird die Verfügbarkeit der Spurenelemente aber hauptsächlich durch den pH-Wert gesteuert.

Im Gebiet des Nordpfälzer Berglandes, wovon das Bearbeitungsgebiet Rockenhausen einen Teilbereich abdeckt, fand - wie erwähnt - über mehrere Jahrhunderte ein großräumiger Bergbau insbesondere auf quecksilberhaltige Erze statt. In einigen betroffenen Gebieten können daher nicht nur natürliche, sondern auch durch die Aufbereitung und Verhüttung der Erze bedingte Boden- und Gewässerbelastungen bestehen. Hinzu kommt, dass belastetes Haldenmaterial aufgrund seiner oftmals guten bauphysikalischen Eigenschaften für viele bautechnische Maßnahmen verwandt und weiträumig in der Landschaft verteilt wurde (UMWELTJOURNAL 14/1997). Das Ministerium für Umwelt und Forsten beauftragte 1992 die Universitäten Mainz und Gießen, in 8 Bergbaugebieten - darunter auch dem Stahlberg - die Quecksilberbelastungen im Boden, in Nutzpflanzen sowie in Tierprodukten zu untersuchen. Hohe Gehalte in Gärten hatten zur Folge, dass ergänzende humantoxikologische Untersuchungen in erheblichem Umfang stattfanden. Die Arbeiten führten erfreulicherweise zu dem Ergebnis, dass auch über die verschiedenen möglichen Aufnahmepfade (Boden, Luft, Nahrungsmittel) weder Quecksilber, Antimon noch Arsen nennenswert für die Menschen verfügbar sind. Aus Vorsorgegründen wurden für bestimmte Nutzpflanzen und Tierprodukte aufgrund der festgestellten Quecksilber- und Arsenanreicherungen lokal von den zuständigen Behörden Verhaltens- und Verzehrempfehlungen ausgesprochen. Die Untersuchungsergebnisse wurden Ende 1997 in einem Symposium der Öffentlichkeit vorgestellt und sind in der Veröffentlichung „Bodenschutz und gesundheitlicher Umweltschutz“ (MUF 1998) auch weiterhin über die Internetseite des MUFV zugänglich.

Dass Quecksilber lokal die auffälligsten Gehalte besitzt, liegt daher im Wesentlichen im historischen Abbau und Verarbeitung dieses Schwermetalles begründet. Da Quecksilber (Hg) u.a. gemeinsam mit Arsen in Fahlerzen auftritt, wurden auch bei diesem Metall teilweise ungewöhnlich hohe Konzentrationen festgestellt. Gleiches ist von Antimon bekannt, das aber in dieser Untersuchung nicht analysiert wurde.

Insgesamt wird der landesweite Mittelwert für Laubwaldoberböden von 0,18 mg Hg_{ges}/kg für den gesamten Untersuchungsraum jedoch nur leicht überschritten. Der durchschnittliche Quecksilber-Gehalt in der Humusaufgabe von 0,24 mg Hg_{ges}/kg entspricht sogar dem landesweiten Wert.

Gehäuft treten hohe bis extreme Quecksilberwerte verständlicherweise in der Umgebung des Stahlbergs, dem Zentrum des historischen Erzbergbaus, auf. Mit zunehmender Entfernung sinken sukzessiv die Gehalte im Oberboden. Ausserhalb eines Radius von ca. 4 km um das Bergbaugebiet Stahlberg gehen die Quecksilber-Gehalte bei allen Nutzungen überwiegend auf landesübliche Werte zurück. Hohe Arsen-Konzentrationen von >50 mg As_{ges}/kg sind ebenfalls maßgeblich um den Stahlberg zu finden, jedoch kommen Extremwerte (>200 mg As_{ges}/kg) weit seltener vor. Überdurchschnittliche Arsen-Gehalte treten zudem gehäuft in einem Streifen auf, der sich von SW nach NE diagonal durch das Untersuchungsgebiet zieht und der Lage der Pfälzer-Haupt-Sattel-Zone entspricht. Dies wird als Beleg für die Entstehung der Erzlagerstätten durch hydrothermale Prozesse gesehen, die sich überwiegend entlang tektonischer Einheiten und Störungszonen erstrecken.

In fast 70% der untersuchten Oberböden der Gemeinde Stahlberg und der angrenzenden Gemeinden wird der Vorsorgewert der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) von 0,5 mg Hg_{ges}/kg teilweise

erheblich überschritten. Der Bergbau beeinträchtigte zudem den Abstrombereich, so dass insbesondere in den anschließenden Solum- und Auensedimenten von Moschel und Alsenz ebenfalls erheblich erhöhte Quecksilber-Gehalte auftreten. Erstaunlicherweise wurde dies bei Arsen nicht beobachtet.

Die Quecksilber-Gehalte in den Böden am Stahlberg weisen eine hohe vertikale und horizontale Variabilität auf. Abseits der eigentlichen Erzgänge und Haldenbereiche sind die höchsten Gesamtgehalte meist im Unterboden oder in oberflächennahen Untergrundhorizonten zu finden. In größerer Tiefe sinken die Gehalte auf hohem Niveau wieder ab.

Allen Böden mit hohen Quecksilber- und Arsen-Gesamtgehalten ist gemeinsam, dass der mobilisierbare Anteil ungewöhnlich gering ist. Selbst in Böden, deren Quecksilber-Gesamtgehalt den substratspezifischen Mittelwert um das 100 bis 1000-fache überschreiten, liegen die Mobilgehalte nur um das 10-fache über dem Durchschnitt. Teilweise ist anhand der Mobilgehalte nicht zu erkennen, dass es sich um Böden mit hohen Gesamtgehalten handelt. Die ungewöhnlich geringe Verfügbarkeit von Quecksilber (und Arsen) dürfte darin begründet sein, dass ein großer Anteil in den ursprünglichen schwerlöslichen sulfidischen Verbindungen wie Zinnober oder Fahlerz vorliegt. Da die BBodSchV für den Quecksilber-Mobilgehalt keine Regelungen trifft, wird als Bezugsgröße behelfsweise der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von $7 \mu\text{g Hg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ herangezogen. Selbst in Böden mit hohen Gesamtgehalten wird dieser Schwellenwert um mindestens 50% unterschritten. Die Bewertung der Quecksilber-Gehalte in den Böden um Stahlberg ist daher zwar schwierig, aber möglich. Einerseits ist durch die geringe Verfügbarkeit die Pflanzenaufnahme und die vertikale Verlagerung gering, andererseits ist eine Gefährdung durch an Futter- und Nahrungsmittel anhaftende Bodenpartikel oder durch Ausgasung nicht auszuschließen. Eine Bewertung allein nach den Gesamtgehalten ist nicht sachgerecht. Als ein wichtiges Fazit im Bericht „Bodenschutz und gesundheitlicher Umweltschutz“ (MUF, 1998) ist festzuhalten, dass insbesondere erst durch Heranziehung der mobilisierbaren Anteile eine umfassende sachgerechte Risikobewertung über die verschiedenen Wirkungspfade möglich ist.

Die weiteren untersuchten Spurenelemente zeigen auf Blatt Rockenhausen in Böden keine außergewöhnlichen Konzentrationen. In der Regel sind ihre Gehalte als naturnah (ubiquitär) einzustufen.

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) enthält stoffbezogene Vorsorgewerte, bei deren Überschreiten „die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“. Durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion berücksichtigen die Vorsorgewerte für Metalle in einem gewissen Maß den elementspezifischen Grundgehalt und die Mobilität. Allerdings sind die Vorsorgewerte bei etwa jedem 5. Waldoberboden wegen zu hoher Humusgehalte (> 8 Gew.%) nicht anwendbar. Eine Gegenüberstellung hat daher dort nur orientierenden Charakter.

Bei annähernd allen landwirtschaftlich genutzten Böden sind auf Blatt Rockenhausen die Vorsorgewerte der BBodSchV für schluffig/lehmmige Böden anzuwenden. Die Gesamtgehalte von Blei, Chrom und Kupfer liegen fast immer unter dem Vorsorgewert. Lediglich in den gering verbreiteten Böden der basischen Magmatite sind bei Chrom und Kupfer leichte bis mäßige Überschreitungen typisch, die aber natürliche Ursachen haben. In seltenen Fällen können erhöhte Kupfergehalte zudem am Stahlberg auftreten, da Kupfer Bestandteil von Fahlerzen sein kann.

Bei einem $\text{pH} < 6$ ist bei den Schwermetallen Cadmium, Nickel und Zink der strengere Vorsorgewert für sandige Böden anzuwenden. Trotz Kalkung weisen etwas mehr als die Hälfte der Ackerböden im Untersuchungsraum einen pH-Wert von etwas unter pH 6 auf. Bei diesen Ackerböden liegen die Cadmium- und Nickel-Gehalte in mehr als der Hälfte der Fälle meist geringfügig über $0,4 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$ bzw. $15 \text{ mg Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Der Vorsorgewert für Zn von 60 mg/kg wird dort überwiegend überschritten. Bei höherem pH-Wert werden die entsprechenden Vorsorgewerte jedoch fast immer eingehalten. Ausnahme stellen wieder die Böden der basischen Magmatite dar, die aufgrund ihrer natürlichen Nickel- und Zink-Gehalte deutlich über dem Vorsorgewert liegen.

Der Vorsorgewert für Quecksilber von 0,5 mg/kg wird ausserhalb des ehemaligen Bergbaugesbietes und den anschließenden Auengebieten meist eingehalten (siehe auch oben).

Grundsätzlich gilt die Bewertung der landwirtschaftlich genutzten Böden auch für die Waldböden. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass aufgrund der tieferen pH-Werte für die Elemente, bei denen die Bodenreaktion berücksichtigt wird, fast generell der strengere Vorsorgewert gilt. In etwa jedem 2. Waldoberboden liegen die Blei-Gehalte etwas über dem Vorsorgewert. Bei Nickel und Zink trifft dies für die Mehrheit der Waldoberböden zu. Die Überschreitungen sind jedoch überwiegend geringfügig und werden im Sinne der BBodSchV als naturbedingt eingestuft. Bei Cadmium wird hingegen der Vorsorgewert meist eingehalten.

Von Quecksilber und Arsen abgesehen werden die für landwirtschaftlich genutzte Böden geltenden Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV bei den untersuchten Spurenelementen meist deutlich unterschritten. In direkter Umgebung zum historischen Bergbaugesbiet Stahlberg liegen die Quecksilber-Gehalte meist über dem Prüfwert für Ackerbau und dem Maßnahmenwert für Grünlandnutzung. In abgeschwächter Form gilt dies auch für Arsen. Nach STEUBING et al. (1995) dürften in den Ortslagen von Stahlberg und Neubau zudem die Prüfwerte für Wohngebiete bei diesen Stoffen teilweise erheblich überschritten werden. Darauf aufbauend wurden durch die zuständigen Behörden lokal auch Nutzungs- und Verzehrempfehlungen ausgesprochen, die auch weiterhin Bestand haben („Bodenschutz und gesundheitlicher Umweltschutz“ MUF, 1998).

Die Humusaufgaben der Waldböden enthalten meist deutlich mehr Cadmium als der folgende Oberboden. Auch Kupfer, Quecksilber und Zink sind dort überwiegend leicht bis mäßig angereichert. Die Gesamtgehalte von Arsen, Blei, Chrom und Nickel liegen hingegen in den Humusaufgaben der Waldböden meist mehr oder weniger deutlich unter denen der folgenden Oberböden. Vor Einführung Bleifreier Kraftstoffe waren die höchsten Blei-Konzentrationen in Waldböden meist in der Humusaufgabe zu finden. Dieses ist mittlerweile in den Oberböden verlagert worden.

Da Humusaufgaben nicht ausschließlich aus organischer Substanz bestehen, sondern auch Anteile aus dem Mineralboden besitzen, spiegelt sich ein hohes Schwermetallangebot im Mineralboden abgeschwächt auch in der Humusaufgabe wider. Daher liegt der Arsen-Gehalt in der Humusaufgabe aufgrund des oft überdurchschnittlichen Angebotes im Mineralboden über dem landesweiten Mittelwert.

Gerade die Lösslehm-reicheren Waldoberböden weisen im Verbreitungsgebiet der Pelite geringere Cadmium-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Gesamtgehalte auf als ihre landwirtschaftlich genutzten Böden. Auch bei anderen in Rheinland-Pfalz flächenmäßig bedeutsamen Substraten wie Ton-schiefer- und Sandsteinböden wurden diese nutzungsspezifischen Unterschiede festgestellt. Da diese Waldoberböden mehrheitlich tiefere pH-Werte als die Pelit-reichen Böden besitzen, erfolgt höchstwahrscheinlich aufgrund der erhöhten Mobilität eine vertikale Verlagerung. Vermutlich wird Chrom, Nickel und Zink gemeinsam mit dem Eisen verlagert. Hierfür spricht der signifikant geringere Eisengehalt der Lösslehm-reicheren Waldoberböden. Unterhalb des Oberbodens gleichen sich bei allen Nutzungen in allen Pelit-haltigen Substraten sowohl Eisen- als auch Spurenelementgehalte an.

Der Mobilgehalt der meisten Spurenmetalle steigt von alkalischer zu saurer Bodenreaktion mehr oder weniger stark an. Je nach Element beginnt der exponentielle Anstieg der Mobilgehalte zwischen pH 4 und 6. Nur Kupfer und Quecksilber sind in schwach sauren Böden am immobilsten. Ihr Mobilgehalt steigt nicht nur bei tieferen, sondern auch bei höheren pH-Werten an.

Der prozentuale Mobilanteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Die relative Mobilität ist in sauren Böden bei Cadmium am höchsten. In Waldböden können bis zu 80 % des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vorliegen. Mit Abstand folgen Zink, Blei, Nickel

und Kupfer. Bei Quecksilber, Chrom und Arsen hingegen sind selbst in extrem sauren Böden nur $\leq 1\%$ des Gesamtgehaltes labil gebunden.

Der absolute Mobilgehalt wird wesentlich vom pH-Wert und erst nachgeordnet vom Gesamtgehalt gesteuert. Daher sind nutzungsbedingte Unterschiede meist größer als die Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Substraten. Die für die landwirtschaftliche Nutzung notwendige Erhöhung des pH-Wertes durch Kalkung führt insbesondere in Ackerböden bei allen Schwermetallen zu weit geringeren Mobilgehalten als in Waldoberböden. Die etwas tieferen pH-Werte der Grünlandböden haben gegenüber den Ackerböden auch etwas höhere Mobilgehalte zur Folge.

Trotz der im Mittel etwas höheren Gesamtgehalte liegen die Mobilgehalte wegen höherer pH-Werte in den Pelit-reichen Waldoberböden niedriger als in Lösslehm-reichen Waldoberböden.

Künstliche Radionuklide gelangten neben dem Fallout der bis in die 70er Jahre durchgeführten oberirdischen Kernwaffenversuche überwiegend durch die Tschernobyl-Katastrophe Anfang 1986 in die Böden. Von den γ -Strahlen emittierenden künstlichen Radionukliden ist aufgrund einer Halbwertszeit von ca. 30 Jahren nur noch $^{137}\text{Cäsium}$ in Oberböden und Humusauflagen des Untersuchungsraums nachweisbar. Die kurzlebigen Nuklide $^{125}\text{Antimon}$, $^{134}\text{Cäsium}$ und $^{60}\text{Kobalt}$ sind hingegen weitgehend zerfallen.

Die $^{137}\text{Cäsium}$ -Belastung der Böden ist im landesweiten Vergleich unterdurchschnittlich. Der auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert liegt in den landwirtschaftlich genutzten Böden auf Blatt Rockenhausen bei etwa 11 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$. Die oberen 30 cm der Laubwaldböden sind mit durchschnittlich 12 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ ähnlich gering belastet. Sie unterschreiten damit den landesweiten Durchschnittswert um etwa 25%. Da $^{137}\text{Cäsium}$ nicht nennenswert verlagert wird, ist es in den oberen 30 cm der Waldböden nicht gleichmäßig verteilt, sondern maßgeblich in der Humusaufgabe und dem obersten Mineralbodenhorizont zu finden. Durchschnittlich enthalten die organischen Auflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum 41 und ihre Oberböden 50 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$. Der Mittelwert der organischen Auflagen liegt um 60%, jener der Laubwaldoberböden um 40% unter den landesweit geltenden Werten. Die Mehrheit der Humusaufgaben in Laubwäldern enthält mittlerweile weniger $^{137}\text{Cäsium}$ als der folgende Mineralbodenhorizont.

Um die Wirkung natürlicher wie künstlicher Radionuklide einschließlich ihrer möglichen Tochternuklide auf den Menschen abzuschätzen, wurden Nuklid-spezifische Dosisleistungen berechnet. Nach diesem Modell zeigt sich, dass die vom Boden ausgehende Strahlenbelastung maßgeblich von natürlichen Isotopen wie $^{228}\text{Actinium}$ und $^{40}\text{Kalium}$ ausgeht. Nur in Waldböden hat $^{137}\text{Cäsium}$ noch einen merklichen Anteil an der Gesamtstrahlenbelastung. Ferner ist zu berücksichtigen, dass in Waldböden die höchsten Werte im Bereich der Hauptwurzelzone zu finden sind. Dies erklärt die erhöhte $^{137}\text{Cäsium}$ -Belastung, die örtlich heute noch u.a. in Pilzen, Farnen und Moosen sowie Waldtieren festgestellt wird. Bei den übrigen Nutzungen sind die $^{137}\text{Cäsium}$ -Konzentrationen im Oberboden mittlerweile vernachlässigbar.

Die meisten der untersuchten Pflanzenschutzmittel (Biozide) sind chlorierte Kohlenwasserstoffe, für die aufgrund ihrer hohen Persistenz in der Umwelt vieljährige Anwendungsverbote bestehen. Sofern sie noch nachweisbar sind, gelang der Nachweis bei den meisten Stoffen häufiger in Waldböden als in landwirtschaftlich genutzten Böden.

Wie in früheren Berichten lagen die Gehalte der Insektizide Aldrin, Endrin und Heptachlor immer unterhalb der Nachweisgrenze. Spuren des Abbauprodukts Heptachlorepoxyd enthalten 8% der Acker- und Grünlandböden. Geringfügig häufiger wurden die Stoffe Dieldrin und Methoxychlor nachgewiesen, wobei die Bestimmungsgrenze von 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ meist nur minimal überschritten wird. Im Gegensatz zu Heptachlorepoxyd konnten beide Verbindungen fast nur in Waldböden festgestellt werden. Die Isomere des Hexachlorcyclohexans, von denen das γ -Isomer unter dem Namen Lindan bekannt ist, sind ebenfalls nicht oder nur in geringsten Spuren in den Böden zu finden. Der Vergleich mit Altdaten aus dem *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* (1996) zeigt, dass es sich um eine abklingende geringfügige

Altbelastung handelt. Eine Nutzungsabhängigkeit konnte im Untersuchungsraum nicht festgestellt werden.

In etwa 50% der Böden gelang der Nachweis des Herbizids Hexachlorbenzol (HCB). Am häufigsten sind Ackerböden betroffen, da es dort früher als Saatbeize direkt in den Boden gelangte. Häufiger als in den letzten Jahren war HCB in Grünlandböden zu finden, wobei auch hier der Mittelwert die Nachweisgrenze kaum überschreitet. Auffallend ist zudem die relativ hohe Variabilität der Werte.

Verbindungen, die auf den früheren Einsatz DDT-haltiger Spritzmittel zurückgehen, sind noch in fast allen Waldoberböden zu finden. Der Mittelwert aller DDX-Verbindungen von 4 µg/kg ist jedoch gering. Gegenüber den ca. 20 Jahre alten Daten des *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* ist der DDX-Gehalt der Waldoberböden etwa um Faktor 10 gesunken. Der Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden entspricht der Bestimmungsgrenze (1 µg/kg). Absolutgehalt und Isomeren-Verhältnis zeigen, dass das Anwendungsverbot eingehalten wird und mit weiter abklingenden Gehalten zu rechnen ist.

Im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Bioziden scheint die Pentachlorphenol (PCP)-Belastung im Untersuchungsraum insbesondere in den Waldoberböden leicht überdurchschnittlich zu sein. In 70% dieser Böden lag der PCP-Gehalt meist leicht über der Nachweisgrenze von 1 µg/kg. In 4 Waldböden wurden mit Gehalten von 22 bis 44 µg/kg die bislang höchsten Konzentrationen in Rheinland-Pfalz festgestellt. Die Ursache für die örtlich erhöhten Gehalte ist unbekannt.

Die Böden auf Blatt Rockenhausen sind mit den vorrangig aus der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe stammenden polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) nur vergleichsweise gering belastet. Wie üblich sind in Waldoberböden und Böden der Überschwemmungsgebiete deutlich höhere Konzentrationen als in den sonstigen Böden zu finden. Der mittlere PAK₁₆-Gehalt der Waldoberböden liegt mit 318 µg/kg fast um die Hälfte niedriger als im Landesdurchschnitt. Durch die enge Beziehung zum Gesamtgehalt liegt auch die Konzentration der PAK-Leitsubstanz Benzo(a)pyren (BaP) in diesen Böden mit durchschnittlich 28 µg/kg deutlich unter dem landesweiten Mittelwert. Die geringen PAK₁₆- und BaP-Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden weisen ebenfalls auf die unterdurchschnittliche Belastung dieser Region hin. In Grünlandböden schwanken die Gehalte stärker als in Ackerböden, da ein erheblicher Teil davon in Überschwemmungsgebieten liegt. Neben allgemeinen atmosphärischen Immissionen ist der Eintrag durch Hochwasserablagerungen ein ebenfalls zu beachtender Eintragspfad.

Geringe PAK-Gehalte wurden im Untersuchungsraum erwartet, da signifikante Zusammenhänge zwischen Niederschlagsmenge und PAK-Gehalt in Böden bestehen und die mittlere jährliche Niederschlagsmenge in diesem Gebiet vergleichsweise gering ist. Zudem ist das Projektgebiet eher ländlich geprägt, so dass lokale Einflüsse wie Bevölkerungsdichte und Industrialisierungsgrad gering sind. Das Verhältnis der Einzelverbindungen untereinander ist charakteristisch für ubiquitäre (unspezifische) Einträge und wurde auch in anderen Landesteilen angetroffen.

Die Belastung der Böden durch polychlorierte Biphenyle (PCB) ist in den Böden von Blatt Rockenhausen gering und entspricht den Messwerten der letzten Jahre. In 85% der landwirtschaftlich genutzten Böden war keines der sechs untersuchten PCB-Isomere nachweisbar. Auch die übrigen Standorte enthalten überwiegend nur sehr geringe Konzentrationen. In den meisten der untersuchten Waldoberböden sind noch Spuren mittel- und hochchlorierter PCB festzustellen. Der Mittelwert von 5 µg Σ-PCB/kg deckt sich mit neueren Daten aus anderen Landesteilen. Gegenüber dem *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* ist dieser Wert um etwa 75% gesunken. Die heutigen Gehalte werden daher als abklingende geringfügige ubiquitäre Altbelastung bewertet.

Die „Dioxin“-Gesamtgehalte (PCDD/F) der Oberböden im Untersuchungsraum sind bei allen Nutzungsformen gering. Wie üblich enthalten Waldoberböden deutlich mehr PCDD/F als landwirtschaftlich genutzte Böden. Mit durchschnittlich 2,9 ng I-TEq/kg liegt der mittlere Gehalt der Waldoberböden im Unter-

suchungsraum aber fast 50% unter dem Landesdurchschnitt. Der Gesamtgehalt schwankt allerdings so stark (< Nachweisgrenze - 7,8 ng I-TEq/kg), dass ein Hintergrundwert für Waldoberböden im Untersuchungsraum nicht abgeleitet werden kann. Der toxischste Vertreter dieser Schadstoffgruppe, das 2,3,7,8-TCDD, war in Spuren nur im Waldoberboden mit dem höchsten Gesamtgehalt nachzuweisen. Mit durchschnittlich 0,1 ng I-TEq/kg und einem Maximalgehalt von 3,5 ng I-TEq/kg enthalten auch die landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich weniger PCDD/F als im übrigen Land. Der Anteil der Einzelkomponenten steigt weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren daher jene Dioxine und Furane, die acht Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere waren in fast allen Proben nachweisbar. Obwohl die OCDD/F im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD als minder toxisch eingestuft werden, geht die Gesamtbelastung, auch unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente, in erster Linie auf die hochchlorierten PCDD/F zurück.

1. Einleitung

Mit dem *Bodenzustandsbericht Blatt 6312 Rockenhausen* liegt der fünfte Bericht vor, der die typische stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet einer Topographischen Karte 1:25.000 detailliert behandelt. Diese Berichte stellen die Fortführung des 1996 veröffentlichten Pilotprojektes *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* dar, bei dem 10 Blätter der Topographischen Karte 1:25.000 auf die flächenhaften Gehalte potentieller Problemstoffe im Boden untersucht wurden.

Mittlerweile liegen Daten von mehr als 2.500 Rasterflächen von je 1 km² vor, was ca. 12,7 % der Landesfläche entspricht. Hiervon befinden sich auf Blatt 6312 Rockenhausen 152 Entnahmepunkte. Auf dem benachbarten Kartenblatt 6212 Meisenheim wurden zur besseren statistischen Absicherung zusätzlich 38 Profile bodenkundlich aufgenommen und beprobt. Archivproben von weiteren 22 Bodenprofilen, die im Rahmen der Geologischen Kartierung Blatt 6212 Meisenheim entnommen wurden (ATZBACH 1984) sowie 10 Bodenprofile aus Einzeluntersuchungen ergänzen den projektbezogenen Datenbestand. Insgesamt liegen Analysedaten aus 457 Horizonten vor.

Der Entschluss, das Blatt 6312 Rockenhausen zu untersuchen, fiel durch die hier weit verbreitet vorkommenden Sedimentgesteine des Rotliegenden, für deren Böden bislang nur wenige Informationen vorliegen. Diese Substrate sind charakteristisch für das Glan-Alsenz-Berg- und Hügelland, das immerhin fast 8 % der Landesfläche einnimmt. Eine Rolle spielte auch, dass in historischer Zeit gerade in der Umgebung des Stahlberges intensiver Quecksilber-Bergbau betrieben wurde, der zu merklichen Umweltbelastungen geführt hat. Inwieweit dieser Bergbau den Stoffbestand der Böden auch außerhalb der eigentlichen Abbaugelände beeinflusst hat, ist noch weitgehend ungeklärt.

Die Böden wurden auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente und auf die Aktivität künstlicher Radionuklide untersucht. In 50 Oberbodenproben erfolgte zusätzlich die Analyse auf besonders umweltrelevante organische Schadstoffe. Ferner fand die Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie Gehalte einiger essentieller Nährstoffe statt.

Die Dokumentation des Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Teilaspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Anhand der folgenden Ergebnisse wird nicht nur die Öffentlichkeit über den Zustand der Böden im Untersuchungsraum informiert, sondern es sollen auch Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben zur Verfügung gestellt werden.

Die blattbezogenen Ergebnisse fließen in den landesweiten Datenbestand ein, um allgemeine Hintergrundwerte für ganz Rheinland-Pfalz abzuleiten.

2. Untersuchungsraum

Das zentrale Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von 134 km² entspricht der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25) Blatt 6312 Rockenhausen. Es ist Teil des *Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes*, das im Norden von den SW-NE streichenden Höhenrücken des Hunsrücks auffallend begrenzt wird. Morphologisch weniger prägnant sind die Grenzen zu Rheinhessen im Osten und dem südlich gelegenen Pfälzer Wald. Der Untersuchungsraum befindet sich nach UHLIG (1964) vollständig im *Nordpfälzer Bergland* (syn. *Glan-Alsenz-Berg- und Hügelland*), der größten Untereinheit des *Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes*. Tiefer untergliedert wird es weiter in die *Alsenzer Höhen* mit den *Moschelhöhen* im Norden und Westen (300-390 mNN) und den *Appelhöhen* (270-320 mNN) im Osten. Das *Alsenztal* trennt diese Hochflächen. Die Alsenz tritt in einer Höhe von ca. 210 mNN in das Untersuchungsgebiet ein und verlässt es im Norden bei etwa 160 mNN. Das *Alsenztal* bildet die östliche Grenze des *Lichtenberg-Höhenrückens*, der im zentralen und südlichen Teil ca. 30 % des Untersuchungsraums einnimmt. Mit ca. 490 mNN sind hier mit Stahlberg und Eisenhut auch die höchsten Erhebungen zu finden. Insbesondere bei Dielkirchen bilden im *Alsenztal* stark geneigte Hänge eine auffällige naturräumliche Grenze zum Lichtenberg-Höhenrücken. Auf einer Strecke von weniger als 2 km nimmt hier die Höhe um ca. 300 m zu. Im Allgemeinen ist aber der vertikale Abstand zwischen Talboden und Hochfläche bei den Fließgewässern im Untersuchungsraum schwächer ausgeprägt. Die größeren Bäche wie Moschel, Nußbach und Odenbach sind im Bereich ihrer Mittelläufe überwiegend zwischen 90 und 150 m in die Hochfläche eingetieft. Häufig ist eine merkliche Talasymmetrie zu beobachten, bei der die NW- bis SW-exponierten Talhänge deutlich stärker geneigt sind als ihre Gegenhänge (siehe Abb. 2). Vermutlich wurde dies durch das Vorherrschen von westlichem Wind, der die Bäche nach Osten drängte, und den häufigeren und intensiveren Frostwechseln an den zur Sonne exponierten Hängen (SEMMELE 1985) hervorgerufen.

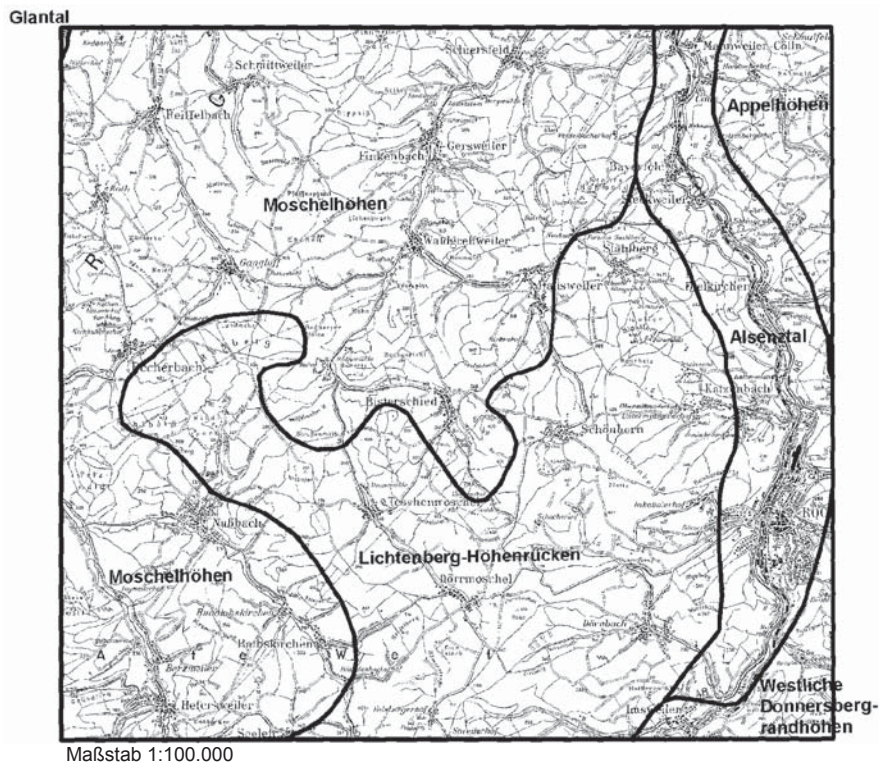


Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach UHLIG (1964))



Abb. 2 Asymmetrie des Reiffel-Bach-Tals bei Gangloff (im Hintergrund der ca. 25 km entfernte Soonwald)

Verstärkt wurde die Asymmetrie, indem an den flacheren windabgewandten Talflanken die durch Wind transportierten Löss- bzw. Lösslehme günstigere Sedimentationsbedingungen fanden. Infolgedessen ist an den flacheren ost- bis nordexponierten Hängen häufiger Lösslehm zu finden. Täler mit asymmetrischem Querschnitt zeigen daher einen reliktschen eiszeitlichen Formenschatz. Der südöstliche Rand des Kartenblattes streift die *Westliche Donnersberggrandhöhe*.

Geologisch liegt der Untersuchungsraum innerhalb des Saar-Nahe-Beckens. Es ist Teil eines großen intramontanen Sedimentationsraums, der sich ab dem Karbon innerhalb des entstehenden variszischen Gebirges bildete. Die Absenkung hatte ihren Ausgang im Gebiet von Lothringen/Saarland und setzte sich nach Nordosten fort. Die Sedimente stammen überwiegend aus dem Gebiet des heutigen Rheinischen Schiefergebirges und im Süden auch aus dem kristallinen Grundgebirge. Durch die lang-



Abb. 3 Blick von Stahlberg zum Roßberg (im Vordergrund Ransweiler)



Abb.4 Blick vom Eisenhut in Richtung Roßberg (Lichtenberg-Höhenrücken und Moschelhöhen)

andauernde Absenkung bei gleichzeitiger Sedimentation bildeten sich im Saar-Nahe-Becken mächtige Gesteinsschichten des Karbon und Rotliegend. SCHÄFER (1986) nimmt eine Gesamtmächtigkeit von bis zu 7500 m an, wovon etwas weniger als die Hälfte auf das Rotliegend entfällt. Die Ablagerung erfolgte unter limnischen und fluvialen Bedingungen. Während des Oberkarbon und der Glan-Subgruppe (ehemals \approx Unterrotliegend) herrschte ein feucht-warmes tropisches Klima. Diese Umweltbedingungen führten zu einer Dominanz grau gefärbter Sedimente mit einem hohen Anteil organischer Substanz. Rote Sedimente, die dem Rotliegend seinen Namen gaben, stammen vornehmlich aus der Nahe-Subgruppe (ehemals \approx Oberrotliegend). Sie lagerten sich bei einem trocken-warmen Klima ab. Die Sedimentation war ein kontinuierlicher Prozess, so dass die Ablagerungen konkordant geschichtet sind. Insbesondere am Nordrand des Saar-Nahe-Beckens bildete sich eine gröbere Randfazies (Konglomerate, Brekzien), während mit größerer Entfernung zum Liefergebiet die Transportenergie abnahm und bei ruhigeren Sedimentationsbedingungen eine feinkörnigere Beckenfazies abgelagert wurde. In Phasen stärkerer Hebungen des heutigen Hunsrücks konnten grobkörnigere Sedimente allerdings auch bis ins Beckeninnere gelangen.

Bei den anstehenden Gesteinen des Untersuchungsgebietes handelt es sich überwiegend um feinkörnige Sedimente der Glan-Subgruppe (Beckenfazies). Petrographisch herrschen Pelite (Ton- und Schluffsteine) vor, in die Sandsteinlagen eingeschaltet sind. Örtlich können die Pelite schwach carbonatisch sein. Diese Carbonate bildeten sich vermutlich sekundär durch Feldspat-Verwitterung (mündl. Mitt. Dr. Haneke (LGB)). Ferner treten kleinräumig Pelite mit hohem Gehalt an organischer Substanz auf, die als Schwarzpelite bezeichnet werden. Nördlich bzw. östlich der Linie Reiffelbach – Ransweiler – Seelen sind diese Sedimente der Jeckenbach-Subformation zugeordnet. Sie nehmen fast die Hälfte des Untersuchungsraums ein. Südlich bzw. westlich dieser Linie herrschen die älteren Sedimente der Lauterecken- und Quirnbach-Formation vor, die einen Flächenanteil von etwa 26% besitzen. Jüngere Sedimente der Nahe-Subgruppe (Donnersberg-Formation) sind nur am südöstlichsten Rand des Untersuchungsraumes zu finden.

Südlich des Roßbergs, östlich von Nußbach und im Gebiet des Lichtenbergs stehen magmatische Gesteine an, die in das jüngere Rotliegend (Nahe-Gruppe) datieren. Hinsichtlich ihres Chemismus stehen sie zwischen den basischen und den intermediären Magmatiten. Überdurchschnittliche Chrom-,



Abb. 5 Blick vom Roßberg über die Moschelhöhen in Richtung Wolfstein

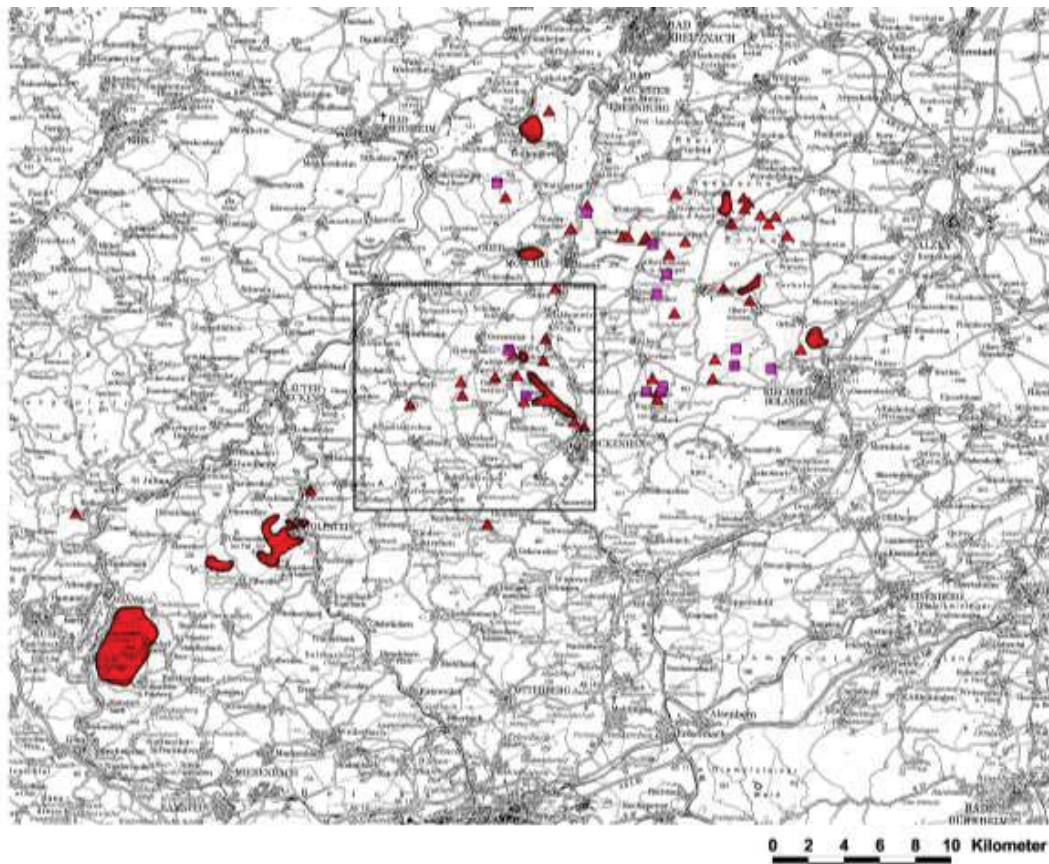
Nickel- und Eisengehalte in den Böden deuten auf basische Magmatite hin. Allerdings sind diese Gesteine durch Verwitterung stark verändert. Analysen frischer Gesteinsstücke, die aus einem am Roßberg gelegenen Steinbruch stammen, zeigen einen SiO_2 -Gehalt von 56-59 Gew.%, womit sie zu den intermediären Magmatiten zu zählen wären. Nach der Klassifikation von LE MAITRE handelt es sich um Andesit, basaltischen Andesit bis Trachytandesit. Andererseits werden die dort vorkommenden Gesteine auch als Diabas und Tholeiit (Paläobasalte) (REIS 1921) angesprochen, womit sie in die Klasse der basischen Magmatite fallen. In der vorliegenden Arbeit werden diese Gesteine - trotz der Unsicherheit - zu den basischen Magmatiten gerechnet.

Das Magma durchdrang beim Aufstieg die älteren Sedimente der Glan-Subgruppe, ohne jedoch wie bei „echten“ Vulkaniten die Oberfläche zu erreichen. Das Aufdringen kam unterhalb der Oberfläche zum Erliegen (mündl. Mitt. Dr. Haneke (LGB)). Sie werden daher als Sub-Vulkanite bezeichnet. Erst durch die folgende Erosion traten sie zu Tage. Der Flächenanteil der Sub-Vulkanite beträgt im Untersuchungsraum ca. 5%. Große zusammenhängende Vulkanitdecken aus dem Rotliegend, wie sie im Gebiet von Idar-Oberstein, Kirn, Birkenfeld und Baumholder zu finden sind, kommen im Untersuchungsraum hingegen nicht vor.

Im nördlichen *Saar-Nahe-Berg- und Hügelland* existieren zahlreiche Quecksilber-Lagerstätten. Gerade im Bereich der Lagerstätten, der Halden, der Orte, an denen die Aufbereitung erfolgte sowie in deren Abstrombereich, weisen die Böden z.T. erheblich erhöhte Quecksilber-Gehalte (Hg) auf. Hinzu kommen weitere Stoffe wie Arsen und Antimon, die in diesen Vererzungen ebenfalls in hohen umweltrelevanten Konzentrationen vorliegen.

Die Hg-Lagerstätten stehen meist in räumlichen Zusammenhang mit den Vulkaniten des Rotliegend. Sie sind vorrangig im Gebiet der SW-NE streichenden Pfälzer-Haupt-Sattel-Zone zu finden, meist im Bereich von übergeordneten NW-SE-streichenden Störungssystemen. An der Sattel-Hauptachse liegen neben dem im Untersuchungsgebiet befindlichen Stahlberg u.a. auch die wichtigen Hg-Bergbaugebiete Potzberg (Mühlbach/Glan, Föckelberg), Königsberg (Wolfstein) und Landsberg/Seelberg (Obermoschel). Bei der Aufwölbung des Pfälzer Sattels drang intermediäres bis basisches Magma in die Schichten des älteren Rotliegend ein. Die Bildung der Erzlagerstätten erfolgte hydrothermal (ca. 100-200°C) in postvariszischer Zeit. Dabei stiegen im Bereich von Störungszonen heiße wässrige Lösungen

auf, aus denen die in ihnen gelösten Stoffe unter reduzierenden Bedingungen ausfielen. Vorrangig bildeten sich einfache und komplexe Sulfide. Besonders reiche Vererzungen traten dort auf, wo sich Störungssysteme kreuzten (KOZIOL & von PLATEN 1997). Es wurden dabei nicht nur Spalten gefüllt, sondern vor allem die Nebengesteine mit diesen mineralreichen Wässern imprägniert. Dies geschah vornehmlich in fein- bis mittelkörnigen Sandsteinen, da sie gegenüber Tonsteinen (-schiefern) eine bessere Durchlässigkeit aufweisen (ROSENBERGER 1971). Nach STRITTNER (1992) handelt es sich bei den Gesteinen am Stahlberg vorwiegend um Arkosen, d.h. Feldspat-reiche Sandsteine. Neben gelösten Schwermetallen enthielten die heißen aufsteigenden Wässer auch Kieselsäure und Barium, wodurch die Gesteine nicht nur zersetzt und vertont wurden (Kaolinisierung), sondern auch verkieselten oder barytisierten (Baryt = $BaSO_4$). Die Verkieselung führte zu einer größeren morphologischen Härte der Gesteine, so dass sie weniger erosionsanfällig waren und heute als Härtlingskuppen die Landschaft überragen. Typisch für diese Lagerstätten ist auch die Anwesenheit von bituminösen Substanzen (Fest-Bitumina), die wahrscheinlich die Fällung des Hg begünstigten (ROSENBERGER 1971). Es wird ange-



Ausschnittmontage der TK 200, Blätter: CC6310 und CC7110

- ehemalige Quecksilberverhüttung
- ▲ ehemalige Grube, Schacht oder Stollen
- ehemaliges Bergbauegebiet mit mehreren Grubenbauten und Verhüttungsanlagen

Abb. 6 Lagekarte des ehemaligen Quecksilberbergbaus in der Nordpfalz
(nach HANEKE in STEUBING et al.(1996), unter Verwendung der Angaben von H. WALLING)



Abb. 7 Blick vom Eisenhut (nahe Schönborn) in Richtung Stahlberg (Lichtenberg-Höhenrücken)

nommen, dass es sich bei diesen Bitumina um Residien von Erdöl handelt, welches mit den heißen Wässern mitgeführt wurde. Das Erdöl stammt vermutlich aus Erdölmuttergestein des unteren Rotliegend (mündl. Mitt. R. Lang (LGB)).

Der Hg-Abbau im Nordpfälzer Revier ist urkundlich seit Anfang des 15. Jahrhunderts belegt. Die erste Phase endete ca. 1630. In dieser Periode wurden zunächst die oberflächennahen Klufterze abgebaut, die am Stahlberg bis über 10 % Hg enthalten konnten (ROSENBERGER 1971). Nach 100-jähriger Unterbrechung begann die 2. Betriebsphase. Anfangs enthielten die mit Hg-Erzen imprägnierten Gesteine am Stahlberg noch 0,5-0,6% Hg, womit ca. 10 t/a produziert werden konnten. Der Quecksilberanteil lag damit etwas niedriger als am Landsberg und Potzberg. Schon nach wenigen Jahren sank der Gehalt in den Gruben am Hinteren Stahlberg jedoch auf 0,2 bis 0,3 % (ROSENBERGER 1971). Durch die immer geringere Ausbeute lief die Förderung im gesamten Revier Anfang des 19. Jahrhunderts langsam aus.

Die Vorkommen zählten zu den ergiebigsten Hg-Lagerstätten Europas. Die Ausbeute genügte, um Mitteleuropa während der ersten beiden Abbauphasen von den großen Vorkommen von Almadén (Spanien), wo seit vorchristlicher Zeit Hg gewonnen wurde, und Idrija (Slowenien) unabhängig zu machen. In Idrija begann der Abbau etwa zeitgleich wie in der Nordpfalz.

Ein letztes Mal wurde der Hg-Bergbau im nordpfälzischen Revier 1934 aufgenommen. Vorrangig geschah dies in den Lagerstätten Lemberg (Feilbingert), Landberg (Obermoschel) und Stahlberg. Diese boten nicht nur vergleichsweise reiche Erze, sondern lagen auch verkehrstechnisch günstig zu der zwischen Ober- und Untermoschel errichteten Aufbereitungsanlage. Optimistische Prognosen und verbesserte Aufbereitungstechniken ließen einen rentablen Betrieb erwarten. Anfangs war der Erzabbau noch lohnend, jedoch sank der Hg-Gehalt der geförderterten Erze rasch ab. Die Hoffnung in größeren Tiefen wieder auf reichere Erze zu treffen, erfüllte sich dabei nicht. Typisch für das gesamte Revier ist, dass die reichsten Hg-Erze oberflächennah vorkamen. Abbauwürdige Vorkommen traten nur bis in eine Tiefe von max. 200 m auf (SPUHLER 1964). Unterhalb dieser Teufe trat stattdessen zunehmend Pyrit (syn. Schwefelkies (FeS_2)) auf. Die Arbeiten konzentrierten sich daher auf die Nachlese in alten Halden und bestehender Stollen. Trotz immer weiter sinkender Ausbeute wurde der Aufbereitungsbetrieb mittels staatlicher Zuschüsse aufgrund der Autarkiebestrebungen des 3. Reiches zunächst aufrechterhalten. Erst als im 2. Weltkrieg russische Hg-Vorkommen besetzt wurden und weiter spanisches sowie italie-

nisches Hg zur Verfügung stand, kamen Hg-Bergbau und -Aufbereitung in der Nordpfalz endgültig zum Erliegen (SLOTTA 1983). Rund 250 t metallisches Hg ist in der 3. Phase des Bergbaues gewonnen worden (ROSENBERGER 1971).

Im Untersuchungsgebiet wurde Hg-Bergbau in erster Linie im Gebiet des Stahlbergs betrieben. Weitere kleinere Aktivitäten gab es u.a. westlich von Bisterschied („Grubenwald“; großes Pingenfeld) und am Roßkopf (siehe Abb. 6). Der Bergbau am Stahlberg hatte seinen Ausgang Anfang des 15. Jahrhunderts unweit der Gemeinde Katzenbach. Nach archäologischen Funden begann der Abbau von Silbererzen vermutlich jedoch schon 100 Jahre früher (SLOTTA 1983). Ab Mitte des 15. Jahrhunderts ist der Abbau in größerem Umfang betrieben worden (ROSENBERGER 1971, SLOTTA 1983). Es wurde sowohl nach Quecksilber als auch nach Silber geschürft. Auch wenn das Interesse ursprünglich dem Silber galt, waren dessen Vorräte früh erschöpft, so dass vorrangig Hg-Erze gefördert wurden.

Zu Beginn des Bergbaus erfolgte Prospektion und Abbau in so genannten „Pingen“. Hierbei handelt es sich um wenige Meter große - meist runde - Schürfe. Die Pingen treten oft in großer Dichte auf, so dass dann von Pingenfeldern gesprochen wird. Der intensive Erzabbau erfolgte im Wesentlichen aber unter Tage. Schon in der 1. Abbauphase ging man am „Vorderen Stahlberg“ in die Tiefe (SPUHLER 1964). Da der Erzgehalt mit der Tiefe abnahm, blieb man vergleichsweise oberflächennah. Die tiefsten Stollen dienten der Bewetterung und der Entwässerung. Die tiefste Sohle des „Frische-Mut(h)-Stollens“ lag mit 407 mNN nur ca. 80 m tiefer als der Gipfel des Stahlbergs (SPUHLER 1964). Nahe Stahlberg bestand am Königsstuhl zudem der Tagebau „Fuchshöhle“.

Die ehemaligen Abbaugelände sind heute überwiegend bewaldet, z.T. wurden Halden im Ortsbereich auch überbaut. Neben den Pingen sind ferner zahlreiche bewaldete Halden sowie einzelne Schürfe und Schürfräben zu finden. Die Mündlöcher der Stollen sind hingegen nicht mehr sichtbar, da sie nach Ende der letzten Bergbauphase zerstört wurden. Eine detaillierte Lagebeschreibung der Halden und Pingen ist in STRITTNER (1992) und STEUBING et al. (1995) zu finden. In den ersten beiden Abbauphasen erfolgte die Verhüttung in unmittelbarer Nähe zur Gewinnung. Diese großflächigen Bergbau-Aktivitäten führten zu erheblichen Bodenumlagerungen sowie -belastungen durch Quecksilber und weiteren Metallen.



Abb. 8 Pinge im Grubengebiet „Hinterer Stahlberg“

In den Gangerzen der Störungszonen ist Zinnober (HgS) das wirtschaftlich bedeutsamste Hg-Mineral gewesen. Bei Anwesenheit von Sauerstoff wurde Zinnober nahe der Oberfläche teilweise in gediegenes Hg umgewandelt. Metallisches Hg tritt daher immer in Verbindung mit Zinnober in Klüften auf (ARNDT et al. 1920). Daneben kamen auch Amalgame (u.a. HgAg, Hg₃Ag₂) und das Hg-Halogenid Kalomel (Hg-Hornerz (Hg₂Cl₂)) vor (NOTTES 1983). Kalomel bildet sich aus primären Hg-Mineralen. In den imprägnierten Nebengesteinen überwiegen hingegen (Misch-)Fahlerze. In der reinen Form handelt es sich um Arsen- oder Antimonfahlerz (Cu₁₂As₄S₁₃, Cu₁₂Sb₄S₁₃), jedoch treten meist die Mischverbindungen Cu₁₂(As, Sb₄)S₁₃ auf (RÖSLER 1981, JUBELT 1978). Hierbei kann das Kupfer durch andere Metalle wie Hg oder Silber (Ag) in wechselndem Maß ersetzt werden. Am Stahlberg wurde u.a. das Hg-reiche Antimon-Fahlerz Schwazit ((Cu,Fe,Hg)₁₂Sb₄S₁₃) nachgewiesen (NOTTES 1983). Nach STRITNER (1992) überwiegen am Stahlberg Fahlerze mit einem typischen Mischungsverhältnis As_{0,95-0,55}Sb_{0,05-0,45}Hg_{0,00-0,05}. Neben diesen Fahlerzen kann zusätzlich Zinnober (HgS) und Antimonglanz (Sb₂S₃, syn. *Antimonit*) auftreten.

Nach ROSENBERGER (1971) wurden am Stahlberg zudem in beträchtlichem Umfang als Nebenprodukte Alaun (wasserhaltige Aluminiumsulfate) und Vitriol gewonnen (Sammelbegriff für wasserhaltige Schwermetallsulfate (z.B. Eisenvitriol (FeSO₄ x 7 H₂O), Kupfervitriol (CuSO₄ x 5 H₂O)).

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

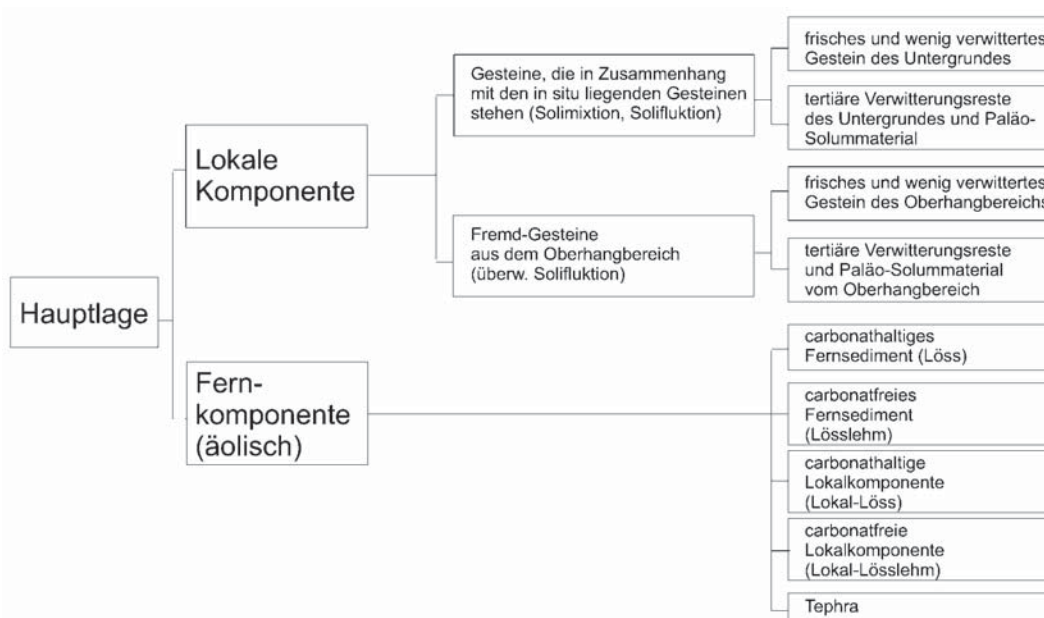


Abb. 9 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

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

Im Untersuchungsraum sind fast 90% der Böden in periglazialen Lagen entwickelt. Sie sind flächenhaft Lösslehm-arm bis -frei. Dies bedeutet, dass die bodenbildenden Substrate petrographisch und geochemisch weitgehend von der Art der liegenden Gesteine bestimmt werden. Möglicherweise waren die periglazialen Lagen in diesem Naturraum primär Lösslehm-arm, jedoch hat im Holozän weiträumig eine intensive Bodenerosion stattgefunden, wodurch die potentiell lösslehmhaltigen Haupt- und Mittellagen in weiten Teilen des Untersuchungsraums vollständig abgetragen sind. Die Bodenbildung findet daher vor allem in den älteren Lösslehm-freien Basislagen statt. Lediglich weniger als ein Drittel der Oberböden sind in jüngeren periglazialen Lagen entwickelt, wobei auch diese häufig nicht mehr vollständig erhalten sind.

Mit einem Flächenanteil von ca. 70% stellen daher periglaziale Lagen mit sehr hohem Gehalt an Peliten (Ton- und Schluffsteine) die weitaus wichtigsten Substrate dar. Da - wie oben erwähnt - in den Peliten häufig geringmächtige Sandstein- bzw. Arkosenlagen eingeschaltet sind, treten diese gröberklastischen Sedimente oft als Nebenkomponente auf. In diesen Substraten sind meist nur geringmächtige A-C-

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

Substrate		km ²	%
Anthropogene Substrate (lehmig)	YL	0,24	0,2
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Ton-; Siltsteine (Pelite)(3-4)/div. Nebenkomponenten(0-1)]	Uu; UI [^{to} (3-4)/-.-]	4,14	3,1
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Lösslehm(2-3)/Ton-; Siltsteine (Pelite)(1-2)]	Uu; UI [Lp(2-3)/ ^{to} (1-2)]	9,59	7,2
Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)	Au/Al	2,27	1,7
Sandstein oder Periglaziale Lagen [Sandstein(3-4)/div. Nebenkomponenten(0-1)]	^s ; pfl [^s (3-4)/-.- (0-1)]	2,67	2,0
Ton-; Siltsteine (Pelite) oder Periglaziale Lagen [Ton-; Siltsteine(3-4)/div. Nebenkomponenten(0-1)]	^{to} ; pfl [^{to} (3-4)/-.- (0-1)]	90,10	67,3
Periglaziale Lagen [Ton-; Siltsteine (Pelite)(2)/Sandsteine(2)]	pfl [^{to} (2)/ ^s (2)]	0,36	0,3
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/ Ton-; Siltsteine (Pelite)(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/ ^{to} (1-2)]	11,06	8,3
(Ultra-)Basische Vulkanite oder Periglaziale Lagen [(ultra-)basische Vulkanite(3-4)/Lösslehm(0-1)]	+UV;+Vb; pfl [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	6,39	4,8
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/(ultra-)basische Vulkanite(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	0,86	0,6
nicht kartierte Flächen (Siedlungen, Gewerbe, Gewässer etc.)		6,05	4,5
Gesamtfläche		133,73	100,0

Böden entwickelt. Bei fast 80% der untersuchten Böden handelt es sich dabei um Regosole. Nur selten erreicht die Bodenbildung das Stadium der Regosol-Braunerde. In Erosionspositionen sind ferner Ranker zu finden. Weisen die Pelit-reichen Substrate durch intensive Verwitterung einen hohen Tongehalt auf, tritt örtlich der Pelosol bzw. als Übergangsform der Pelosol-Regosol auf.

Kleinräumig kommen weiter periglaziale Lagen vor, die etwa zu gleichen Teilen aus Peliten und Sandsteinen / Arkosen bestehen. Die Hauptkomponenten weiterer Lösslehm-armer bis -freier periglazialer Lagen sind Sandsteine / Arkosen und (Sub-)Vulkanite (siehe oben). Sie haben einen Flächenanteil von ca. 2 bzw. 5%. Auch bei diesen Substraten bildeten sich überwiegend nur geringmächtige A-C-Böden in Form von Regosolen und untergeordnet Ranker.

Nur ca. 10% der periglazialen Lagen weisen einen mittleren bis hohen Lösslehmgehalt auf. Sie kommen in erster Linie an den NE- bis SE-exponierten Hängen bzw. Hangmulden bei nur geringen bis mäßigen Hangneigungen vor. Substrate, die ausschließlich aus (Lokal-)Lösslehm bestehen, treten nur vereinzelt auf. Auch hier hat intensive Erosion nur eine geringe Bodenbildung zugelassen, so dass ebenfalls Regosole überwiegen. Lediglich in erosionsgeschützten Relieflagen bestehen durch Verbraunung, Lessivierung und Pseudovergleyung Übergangsformen zu anderen Bodentypen, wobei diese Böden häufig kolluvial überdeckt sind.

Die jüngsten Substrate sind holozäne 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 abgeschwemmte Bodenmaterial wurde teilweise im Unterhangbereich bzw. im Tiefenbereich der Täler wieder abgelagert (Solumsediment) oder aber es gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Auensedimente und -böden im engeren Sinne, d.h. deren Entstehung durch periodischen Überflutungen erfolgte, sind nur im Tiefenbereich der Flüsse bzw. größeren Bäche wie Alsenz und Moschel zu finden und nehmen eine Fläche von etwa 2% ein. Es handelt sich überwiegend um grobbodenarme, carbonatfreie Auensedimente mit der Bodenartenhauptgruppe Schluff und Lehm. Der typische Bodentyp ist die Vega (Brauner Auenboden), die bei geringem Grundwasserabstand in eine Gley-Vega übergeht.

Die Solumsedimente bestehen aus abgespültem Bodenmaterial der höheren Reliefpositionen. Sie sind daher in erster Linie an Unterhängen und entlang kleiner Gerinne und Bäche zu finden. Sie werden auch im Tiefenbereich nicht als Auensedimente angesprochen, da aufgrund der geringen Wasserführung eine Auendynamik nicht vorliegt. Gleichwohl bestehen Übergangsformen und Verzahnungen zu den Auensedimenten. Etwa 10% der Oberböden sind in Solumsedimenten entwickelt. Da sie aus Bodenmaterial bestehen, das häufig aus abgetragenen Lösslehm-haltigen Hauptlagen stammt, tritt ein mittlerer bis hoher Lösslehmgehalt ungleich häufiger als in den heute anstehenden periglazialen Lagen auf.

Auch die oben beschriebenen periglazialen Lagen zeigen häufig die Auswirkungen der Bodenbearbeitung. Dies äußert sich in kleinräumigen Umlagerungen durch Verschwemmung und Pflugarbeit. Sofern solche Umlagerungen nur geringmächtig sind und nicht zu merklichen Veränderungen der petrographischen Zusammensetzung geführt haben, werden sie in der Substratkarte (siehe Kartenanlage) nicht gesondert ausgewiesen, sondern fallen in die entsprechenden Gruppen der periglazialen Lagen.

Die mittlere Jahrestemperatur liegt im Untersuchungsraum überwiegend über 8°C. Nur auf den höher gelegenen Flächen des Lichtenberg-Höhenrückens kann es etwas kühler sein. An den sonnenexponierten Mittelhängen des Alsenztals kann das Jahresmittel an die 10°C reichen, so dass klein-

Tab. 2 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschläge und der Anzahl der Nebeltage (Auswertezeitraum 1961-1990) (schrift. Mitt. Deutscher Wetterdienst, Geschäftsfeld Klima- und Umweltberatung, Trier, 2001)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Station: Ruppertsecken (461 mNN)													
Niederschlag (mm)	44	43	45	46	70	72	67	58	52	51	60	52	660
Mitt. Temp. (°C)	-0,6	0,5	3,6	7,5	11,9	15,0	17,0	16,7	13,7	9,0	3,4	0,3	8,2
Nebeltage													59
Station: Falkenstein (440 mNN)													
Niederschlag (mm)	52	46	54	52	73	77	77	69	53	55	64	58	730
Station: Lauterecken (158 mNN)													
Niederschlag (mm)	55	52	55	50	64	67	60	66	52	54	67	65	707

räumig die klimatischen Voraussetzungen für den Weinanbau gegeben sind. In den Talböden können sich bei geringem Gefälle allerdings Kaltluftseen bilden, die zu einer erheblichen Frostgefährdung führen. Das mehrjährige Monatsmittel zeigt eine jährliche Schwankungsbreite von etwa 17-18°C. Die Vegetationsperiode (Tagesmittel $\geq 10^\circ\text{C}$) ist in den tieferen Tallagen mit über 160 Tagen relativ lang. Auf den Hochflächen währt sie meist etwa 150 bis 160 Tage, kann aber in Höhen über 400 mNN auch darunter sinken.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes befinden sich keine Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD), so dass die in Tab. 2 dargestellten Niederschlagswerte für das stark reliefierte Gelände nicht unmittelbar übertragbar sind. Allerdings liegen flächendeckend berechnete Daten des DWD vor. Für die Gesamtheit aller untersuchten Standorte ergibt sich daraus eine mittlere jährliche Niederschlagsmenge von durchschnittlich 710 mm. Es zeigt sich jedoch eine deutliche Abhängigkeit der Niederschlagsmenge von Höhenlage und Reliefposition. Die höchsten Niederschläge fallen auf den *Moschelhöhen* im Gebiet zwischen Gangloff und Reiffelbach, wo im Mittel jährlich über 800 mm erreicht werden. Auch die Luv- und Hochlagen des *Lichtenberg-Höhenrückens* erhalten für das Untersuchungsgebiet leicht überdurchschnittliche Niederschläge. Die Leehänge am *Lichtenberg-Höhenrücken* und das *Alsental* erhalten hingegen die geringsten Niederschläge im Untersuchungsraum. In der Tallage bei Bayerfeld und Mannweiler-Cölln sinkt der jährliche Niederschlag im Mittel auf ca. 600 mm. Auf dem gesamten Blatt Rockenhausen fallen im meteorologischen Sommerhalbjahr durch einzelne starke Niederschlagsereignisse insgesamt geringfügig höhere Niederschlagsmengen als im Winterhalbjahr, wo leichte bis mäßige Niederschläge vorherrschen. Das Niederschlagsmaximum liegt in den Monaten Mai bis Juli, während der Februar der trockenste Monat ist.

Das Untersuchungsgebiet hat vergleichsweise wenige Nebeltage. Lediglich auf höher gelegenen Flächen ist mit mehr als 50 Nebeltagen im Jahr zu rechnen.

Weite Bereiche des Untersuchungsraums liegen mit den Verbandsgemeinden (VG) Rockenhausen und Alsenz-Obermoschel innerhalb des Donnersbergkreises. Im Westen wird mit der VG Meisenheim auch der Landkreis Bad Kreuznach bzw. mit der VG Wolfstein der Landkreis Kusel berührt.

Das Bearbeitungsgebiet ist relativ dünn besiedelt und ländlich geprägt. Die Bevölkerungsdichte liegt nur etwas über 80 Einw./km²; ohne die Stadt Rockenhausen leben im Mittel sogar nur wenig mehr als 60 Einw./km² (Statistisches Landesamt 1992). Damit wird die mittlere Bevölkerungsdichte rheinland-pfälzischer Landkreise von 161 Einw./km² (Statistisches Landesamt 2000) und auch die des Donners-

Tab. 3 Flächennutzung im Untersuchungsraum

(Flächenanteile aus der Nutzungskarte abgeleitet)

Nutzung	km ²		%	
Wald- und Gehölzfläche	31,61		23,64	
Laubwald	24,43		18,27	
Laub- und Nadelwald	5,39		4,03	
Nadelwald	1,79		1,34	
Ackerland	64,57		48,29	
Grünland	30,51		22,81	
Gartenland	0,19		0,14	
Wein	0,21		0,16	
Siedlungsflächen	5,62		4,20	
Siedlungsfreiflächen	0,44		0,33	
Industrie und Gewerbe	0,39		0,29	
Bergbau	0,07		0,05	
Abfall	0,01		0,01	
Kläranlage	0,01		0,01	
Verkehr	0,08		0,06	
Wasserflächen	0,02		0,01	
Gesamtfläche	133,73		100,00	

bergkreises (108 Einw./km²) weit unterschritten. Mit knapp 150 Einw./km² ist die Stadt Rockenhausen die mit Abstand am dichtesten besiedelte Gemeinde im Bearbeitungsgebiet. Die Gemeinden entlang des Alsenztals sind ebenfalls etwas dichter besiedelt als die übrigen auf Blatt Rockenhausen. Außerhalb der Stadt Rockenhausen wohnten 1990 durchschnittlich 330 Einwohner je Gemeinde. Die Bevölkerungsentwicklung verlief in den letzten Jahrzehnten im Vergleich zu anderen rheinland-pfälzischen



Abb. 10 Alsenztal bei Dielkirchen

Landkreisen überwiegend unterdurchschnittlich (Statistisches Landesamt 1992). Entsprechend liegt der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen am unteren Ende der rheinland-pfälzischen Landkreise.

Die Bodennutzung zeigt ebenfalls deutlich die ländliche Prägung des Untersuchungsraumes. Annähernd die Hälfte des Gebietes nimmt Ackerland ein, das vorrangig dem Getreideanbau dient. Der Anbau von Raps hat ebenfalls größere Bedeutung erlangt. Weitere 23% werden als Dauergrünland genutzt, womit landwirtschaftliche Nutzflächen (LNF) einen Anteil von ca. 71% einnehmen. An den Sonnenhängen des Alsenzals wird ferner in geringem Umfang Weinbau betrieben (siehe auch Abb. 10). Damit liegt der Anteil der LNF weit über dem Landesdurchschnitt. Nur knapp 24% der Fläche ist bewaldet. Größere Waldflächen finden sich am Stahlberg sowie in den Steillagen der Talhänge. Gerade bei ausgeprägter Talasymmetrie werden die klimatisch ungünstigeren Reliefpositionen eher landwirtschaftlich genutzt, da dort häufiger geringere Hangneigungen auftreten.

Der schon seit vielen Jahren anhaltende Trend zu steigenden Betriebsgrößen ist auch im Donnersbergkreis deutlich zu beobachten. Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe sank seit 1992 von 1210 auf 796 im Jahr 2001 (-34%), ohne dass sich die Nutzfläche im gleichen Zeitraum wesentlich änderte. Seit dem 2. Weltkrieg ging damit die Anzahl fast um 90% zurück.

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 160 Profile im Kernuntersuchungsgebiet aufgenommen. Weitere 40 Profile stammen vom nördlich liegenden Blatt 6212 Meisenheim. 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 den Archivproben liegen 695 bodenkundlich beschriebene Horizonte vor, wovon 457 beprobt wurden. Die horizontbezogene Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte überwiegend in kleinen Schürfguben. 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. Aus den Oberböden, die auch auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht werden sollten, wurde zusätzlich ca. 1 l Probenmaterial entnommen, das umgehend gekühlt wurde.

Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation erfolgte zwischen September 2001 und Juni 2002 durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt) und Herrn Dipl.-Biol. H.-P. Reck (Fa. CATENA; Ober-Mörlen/Frankfurt).

3.2. Analytik

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

3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

- Anorganische Parameter: nach DIN ISO 11464 (1996) (Lufttrocknung, manuelle Vorzerkleinerung, Trockensiebung mit 2 mm Sieb zur Abtrennung des Grobbodens), für die Bestimmung von Gesamtgehalten (C, N, Carbonate, Königwasserextraktion) wird ein Teil des homogenisierten Feinbodens (<2mm) mit einer Achat-Kugelmühle feingemahlen, Lagerung bei Raumtemperatur.
- Organische Schadstoffe: Transport der homogenisierten, feldfrischen Probe in gekühlten Braunglasflaschen, Abtrennung des Grobbodens (8 mm Sieb), Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Bodenfeuchte an Teilproben.

3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN 19683-2 (1973) (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) (trock. Verbrennung, Wärmeleitfähigkeitsdetektion).
- 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) (trock. Verbrennung, Wärmeleitfähigkeitsdetektion).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH₄NO₃); Bestimmung: ICP-AES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 4).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert), KAK_{pot} = Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor, 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)

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

Element	Mittlere Nachweisgrenze in mg/kg TB	
	Königwasser-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

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

3.2.4. Organische Schadstoffe

- Organochlorpestizide: nach E DIN ISO 10382 (1998); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Petrolether am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polychlorierte Biphenyle (PCB): nach DIN 38414 Teil 20 (1996); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Hexan am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Silbernitrat/Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.

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

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

- 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 ersicht-

lichen TE-Faktoren multipliziert wurden. Die Faktoren der AbfKlärV (1992) entsprechen dem internationalen Äquivalenzsystem („NATO-Werte“). PCDD/F-Gehalte unter der Nachweisgrenze werden nicht berücksichtigt.

- Übersichtsanalyse Agrochemikalien (Screening); Extraktion (8 h) mit Hexan/Aceton am Soxhlet, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.

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

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

Tab. 7 Mittlere Nachweisgrenzen, 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 Toxizitäts- äquivalente (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, primordiale Radionuklide gemessen. 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 Radionuklide

	²²⁸ Ac	²³⁸ U	⁶⁰ Co	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Potentielle Quelle des Isotops	Natürliche Thorium-zerfallsreihe	Natürliche Uran-Radium- Zerfallsreihe	Atomwaffen und Tschernobyl			Tschernobyl	Natürlich
Nachweisgrenze (NWG) [Bq/kg] (Anz. < NWG)	<10 (0)	10-158 (134)	<0.2 (201)	<2 (201)	<0.3 (200)	<0.6 (1)	0.9 (0)
NWG-Minimum [Bq/kg]	16.2	28.2	-	-	-	2.6	199.4
NWG-Maximum [Bq/kg]	73.2	120.6	-	-	3.3	145.1	991.6
Median [Bq/kg] (Anz.)	47.7 (201)	65.6 (67)	- (0)	- (0)	- (1)	10.8 (200)	601.3 (201)
Halbwertszeiten*	6,15 h	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.

3.2.5.1. Berechnungen mit Dosisleistungskoeffizienten (PETER BAHRMANN)

Im Internationale Einheitensystem (SI) bedeutet die Einheit *Bq* (Becquerel) die Anzahl von Zerfallsereignissen pro Sekunde eines instabilen Atoms. Damit ist aber nur ein Teil der für den Menschen relevanten Messgröße (bzw. Wirkung) der Strahlung gekennzeichnet. Die Strahlung unterscheidet sich je nach Isotop in ihrem Energiegehalt, ausgedrückt in ihrer Wellenlänge bzw. in keV (Kilo-Elektronen-Volt). Mit zunehmender Energie der ionisierenden Strahlung steigt die Belastung. Der dritte Teil der relevanten Messgröße besteht aus den Folgeprodukten des radioaktiven Zerfalls. Manche instabile Atome zerfallen unter Abgabe von Strahlung in stabile Atome, andere zerfallen unter Strahlungsabgabe in Atome, die ihrerseits wieder instabil sind (Zerfallsreihen). Man spricht bei den Zerfallsprodukten von Tochter-Nukliden. Nach Bildung eines stabilen Atoms sind der Zerfall und damit die Bildung ionisierender Strahlung abgeschlossen. Für instabile Atome, die ihrerseits instabile Tochternuklide bilden, muss auch die zu

erwartende Strahlung der Tochternuklide berücksichtigt werden. Der Gesetzgeber hat in der „Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen“ (StrlSchV 2001) die Empfehlungen der „International Commission on Radiological Protection“ (ICRP) übernommen. Hier werden Dosisleistungskoeffizienten für alle bekannten Nuklide genannt. Bei der Gamma-Bodenstrahlung wird eine 50 Jahre andauernde kontinuierliche Ablagerung des Mutternuklids angenommen und unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten das erwartete Nuklidgemisch aus Mutter- und Tochternukliden berechnet. Dessen Dosisleistungsfaktor wird dann für das Mutternuklid angegeben. Die Dosisleistungskoeffizienten bieten damit die Möglichkeit die absoluten Messwerte der Gamma-Spektrometrie zu vergleichen und ihre Wirkung auf den Menschen zu bewerten.

Die vom Boden ausgehende Alpha- oder Beta-Strahlung hat in ubiquitär belasteten Böden keine große Relevanz, da sie im Boden bereits nach Millimeterbruchteilen absorbiert wird.

Die Dosisleistungskoeffizienten der StrlSchV (2001) liegen in der Einheit (Sv/s)/(Bq/m²) ((Sievert/Sekunde) je (Becquerel/Quadratmeter)) vor. Die Einheit Sievert (Sv) (ehemals Rem (1 rem = 0,01 Sv)) ist das Maß der Äquivalentdosis. Damit wird normativ versucht, die unterschiedliche biologische Wirkung verschiedener Strahlungsarten auf ein vergleichbares Maß (Äquivalent) zu bringen. Sie beinhaltet das Produkt aus einem Bewertungsfaktor für die Strahlung (Strahlungswichtungsfaktor) und der gemessenen Strahlungsintensität.

Um die Dosisleistungskoeffizienten der StrlSchV (2001) direkt einsetzen zu können, müssten die Messwerte an sich in der Einheit Bq/m² vorliegen. Diese Einheit liefern Geräte, die direkt vor Ort die von einer Bodenfläche ausgehende Strahlungsintensität messen. In der vorliegenden Untersuchung erfolgt die gammaspektrometrische Messung jedoch im Labor mit getrockneten und homogenisierten Bodenproben. Die Ergebnisse werden dabei allerdings in Bq/kg angegeben. Die Umrechnung von Bq/kg in Bq/m² ist nicht problemlos möglich, da hier als zusätzliche Parameter die natürliche (durchschnittliche) Bodenfeuchte, die natürliche Lagerungsdichte, der Absorptionskoeffizient der Horizonte sowie die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten (aller) Horizonte am Beprobungsort eingehen müssten. LITZ und SATTELMACHER (in BLUME 2004) geben einen mittleren Umrechnungsfaktor von 1 Bq/kg = 360 Bq/m² an (30 cm Mächtigkeit der Ackerkrume, 1,2 g/cm³ Lagerungsdichte). Vollkommen unberücksichtigt bleibt bei solchen Umrechnungen die tatsächliche Tiefenverteilung der strahlungsabgebenden Nuklide in einem Horizont (KELLER et al. IN: DER BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg): „Messanleitung Radioaktivität“ 1994-2006).

Für eine vereinfachte Betrachtung der Wirkung der oberen Horizonte ist diese Umrechnungsfaktor ausreichend. Er verbessert zusammen mit den Dosisleistungskoeffizienten der StrlSchV (2001) die Vergleichbarkeit der Messwerte der einzelnen Isotope in ihrer Wirkung auf den Menschen.

Wie bereits erwähnt wird unterschieden zwischen Nukliden, die in stabile Tochternuklide (TN) zerfallen und solchen, deren Tochternuklide wiederum instabil sind und weiter zerfallen. Bei einem weiteren Zerfall wird erneut Strahlung frei. Deshalb gilt unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten aller beteiligten Nuklide ein höherer Dosisleistungskoeffizient.

Tab. 9 Effektive Dosisleistungskoeffizienten für Gamma-Bodenstrahlung nach StrlSchV (2001)

(Sv/s)/(Bq/m ²)	²²⁸ Ac	²³⁸ U	⁶⁰ Co	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
ohne TN	8,5 E-16*	4,8 E-19	2,2 E-15	4,0 E-16	1,5 E-15	5,3 E-16	1,4 E-16
mit TN	2,2 E-15	2,3 E-17	-	4,1 E-16	-	-	-

* Die Exponentialschreibweise dient der Darstellung sehr kleiner Zahlenwerte. Dabei bedeutet z. B. 8,5 E-16 = 8,5 · 10⁻¹⁶ = 0,00000000000000085.

Den höchsten Dosisleistungskoeffizienten (mit TN) hat ^{228}Ac . D. h. ^{228}Ac und seine Folgeprodukte (die Thoriumzerfallsreihe) setzen beim Zerfall sehr viel Gamma-Strahlung frei. Im Gegensatz dazu hat ^{238}U die niedrigsten Werte. Das in der Natur allgegenwärtige ^{40}K hat hingegen einen relativ niedrigen Dosisleistungskoeffizienten.

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.

Tab. 10 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	-	

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 Gruppenbildung 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) handeln.

Unterboden

Die Horizonte, die zwischen Oberboden und Untergrund entwickelt sind, zählen zur Gruppe der Unterböden. Die 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 ferrallitische 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 verschiedene Perzentile herangezogen. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel oder der Standardabweichung sind sie vom Verteilungstyp unabhängig und korrekt bestimmbar. Perzentile sind weniger empfindlich gegenüber Ausreißerwerten und lassen eine sinnvolle Bearbeitung der Werte unter der Nachweisgrenze zu. Die Berechnung erfolgt mit einer linearen Interpolation des aufsteigend sortierten Datenkollektivs:

P.:	Perzentil	$v = nP./100 + 0,5$
k:	Rangplatz, ganzzahliger Teil von v	$P. = (1-f)x_k + fx_{k+1}$
f:	Dezimalteil von v	
n:	Probenanzahl	
x:	(Mess-)Wert des Rangplatzes	

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. 11).

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 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 Parametern und Spurenelementen werden nur die Ergebnisse für das gesamte 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 „6312“ markiert. Sollten Datenkollektive von Blatt 6312 Rockenhausen 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. 11 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.

Tab. 11 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		
Ah-Bv	4	19	15	2,6	39,0		
Bv	19	42	(23) 11*	0,9	9,9		
					Σ 82,5	/30	2,8

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

3.3.4. Graphische Darstellung

Der Boxplot (siehe Abb. 11) 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.

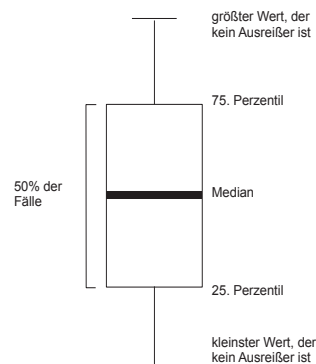


Abb. 11 Schema eines Boxplots

3.3.5. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 L6312 Rockenhausen hinterlegt. Die Grenzen des topographischen Hintergrundes entsprechen der Topographischen Karte 1:25.000 Blatt 6312 Rockenhausen.

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 „Tortestück“ hervorgehoben. Bei Unterschreitung des Mittelwerts wird die Probenahmestelle lediglich markiert.

Die mittleren Gehalte der Böden im Bereich der Siedlungsflächen können nicht dargestellt werden, da das Ziel der bodenkundlichen Landesaufnahme nicht die Kartierung der Stadtböden ist, zumal auch das Ausgangssubstrat dieser Böden meist inhomogen ist sowie sehr kleinräumig wechselt. Eine sinnvolle Darstellung im Maßstab 1:50.000 wäre auch aus diesem Grund nicht möglich gewesen. Daher wurde sich dort auf eine punktuelle Darstellung der Ergebnisse beschränkt.

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

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

4. Ergebnisse

4.1. Allgemeine Parameter

4.1.1. Korngrößenzusammensetzung

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

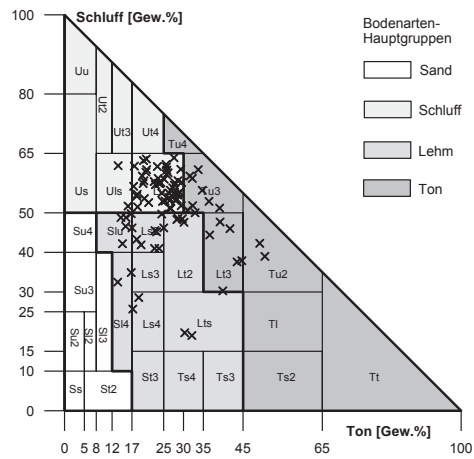
Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der Korngrößenzusammensetzung grundlegend beeinflusst. In hohem Maße sind schluff- und feinsandreiche Substrate potentiell durch Erosion gefährdet. Zum einen wird für die Verlagerung dieser Kornfraktionen eine nur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

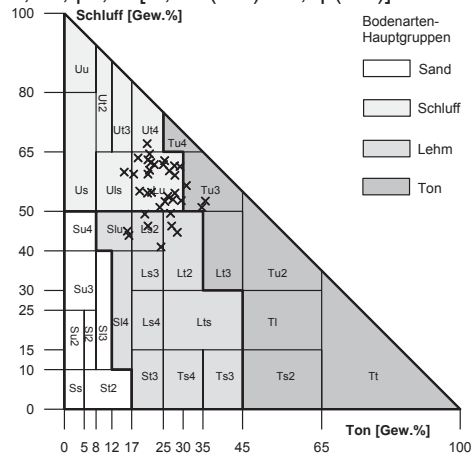
In der BBodSchV (1999) definiert die Bodenart neben der Bodenreaktion den Anwendungsbereich der Vorsorgewerte für Metalle (siehe 4.2.).

Im Untersuchungsraum sind die Böden zu fast 90% in periglazialen Lagen (pfl) entwickelt, die vorwiegend aus Gesteinen des Untergrundes bestehen (siehe 2.). Äolische Fremdkomponenten, bei denen es sich vornehmlich um (Lokal-?)Lösslehm handelt, besitzen im Untersuchungsraum abgesehen von erosionsgeschützten Reliefpositionen, meist nur eine geringe Bedeutung. Es ist daher zu erwarten, dass die Korngrößenzusammensetzung maßgeblich von den liegenden Gesteinen bestimmt wird. Diese bestehen im Untersuchungsraum weit verbreitet aus Peliten (Ton- und Schluffsteine), in die häufig geringmächtige Sandstein- und Arkosenlagen eingeschaltet sind. Diese Gesteine wurden durch präpleistozäne Prozesse mehr oder weniger verwittert und gelockert. Während des Pleistozän ("Eiszeit") erfolgte eine solifluidale und solimiktive Vermischung und Verlagerung dieser Verwitterungsprodukte. Aufgrund dieser Umlagerungs- und Verwitterungsprozesse ist die Dominanz der Bodenarten-Hauptgruppe Lehm zu erwarten.

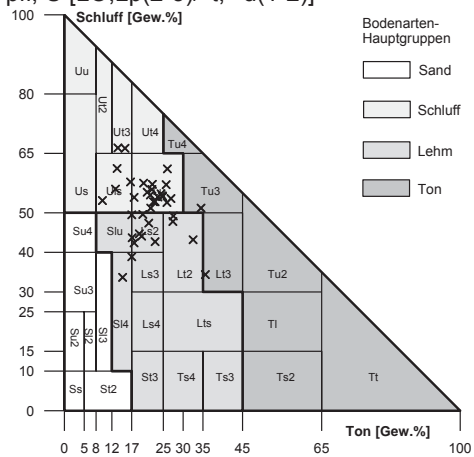
Sofern Lösslehm an der Zusammensetzung des Substrates eine merkliche Rolle spielt, erhöht sich insbesondere der Grobschluff-Anteil, wodurch die bodenphysikalischen Eigenschaften sandiger und toniger Böden und infolgedessen deren Ertragsfähigkeit verbessert werden. Da die Substrate im Untersuchungsraum häufig selbst erhebliche Anteile von Verwitterungsprodukten der Schluffsteine enthalten, stammt ein hoher Schluffanteil schon aus dem liegenden Gestein. Schluffige Fremdkomponenten sind daher anhand der Korngrößenzusammensetzung nur schwer zu erkennen. Ihr Anteil kann daher bei der Anwesenheit schluffiger Untergrundgesteine nur indirekt im Gelände über die Bodenfarbe oder bedingt mit der Fingerprobe abgeschätzt werden.



Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)
 $\wedge t$; $\wedge u$; pfl; U [$\wedge t$; $\wedge u$ (3-4)/LO;Lp(0-1)]



Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)
 pfl; U [LO;Lp(2-3)/ $\wedge t$; $\wedge u$ (1-2)]



Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei
 pfl; U [$\wedge t$; $\wedge u$ (2-3)/ $\wedge s$ (1-2)]

Die Substrate im Verbreitungsgebiet der Pelite unterscheiden sich auch bei unterschiedlichem Lösslehmgehalt nur wenig in der Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens. Im Oberboden dominiert bei allen Pelithaltigen Substraten die Bodenart schluffiger Lehm (Lu) (siehe auch Abb. 12). 51% der Pelit-reichen Oberböden weisen diese Bodenart auf. Wichtigste Kornfraktion ist der Schluff mit einem mittleren Gehalt von etwas über 50 Gew.%, wobei innerhalb der Schlufffraktion meist der Grobschluff dominiert. Im Untersuchungsraum enthalten 14% dieser Substratgruppe mehr Grobschluff als Mittel- und Feinschluff zusammen. Im Mittel liegt der Grobschluffanteil ca. 20% über dem Mittelschluffgehalt. Der Tongehalt beträgt durchschnittlich 26 Gew.% und schwankt in einem typischen Bereich von 20 bis 36 Gew.%. 10% der Pelit-reichen Oberböden enthalten mehr als 30 Gew.% Ton. In Abhängigkeit vom Schluffgehalt weisen die tonreicheren Substrate die Bodenarten mittel schluffiger Ton (Tu3) oder mittel toniger Lehm (Lt3) auf. Der Sandgehalt liegt im Mittel unter 20 Gew.%. Etwa die Hälfte der Sandfraktion besteht dabei aus Feinsand, während der Rest sich etwa zu gleichen Teilen auf Mittel- und Grobsand aufteilt. Enthalten die Lösslehm-freien Substrate im Gebiet der Rotliegend-Sedimentgesteine als weitere Nebenkomponekte Sandstein, verändert dies die Korngrößenzusammensetzung nicht signifikant. Tendenziell enthalten sie gegenüber den Sandstein-freien Substraten einen etwas geringeren Ton-, aber einen geringfügig höheren Feinsandanteil.

Obwohl diese Substrate Lösslehmfrei bzw. -arm sind, besitzen sie im Mittel die gleiche Bodenart wie reine Lösslehme und auch die Anteile der einzelnen Fraktionen ähnelt der Lösslehme (siehe Abb. 13). Dennoch sind gewisse Unterschiede zu beobachten. Die Pelit-reichen Substrate sind insbesondere im Unterboden und -grund toniger und besitzen einen höheren Feinschluff- und Feinsandanteil als die Pelit-haltigen Lockersedimente mit höherem Lösslehmgehalt bzw. als die reinen Lösslehme. Ein Hinweis zur Abgrenzung bietet daher das Feinsand/Grobschluff-Verhältnis (fS/gU) bzw. das Grobschluff/Mittelschluff-Verhältnis (gU/mU). Insbesondere mit zunehmender Profiltiefe nehmen bei diesen Quotienten die substratbedingten Unterschiede zu. In den Unterböden der Pelit-reichen Substrate beträgt das mittlere fS/gU-Verhältnis 0,4 bzw. das gU/mU-Verhältnis

Abb. 12 Bodenarten im Oberboden der Lockersedimente der Pelite

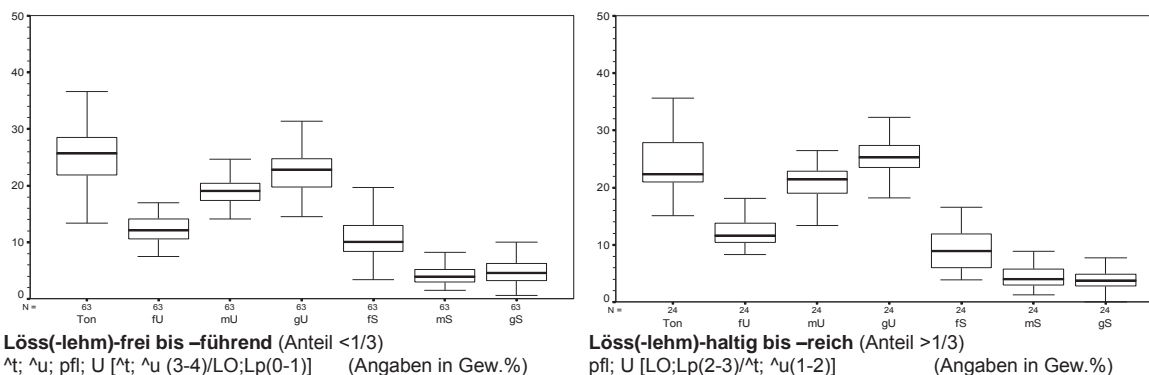


Abb. 13 Korngrößenzusammensetzung in Oberböden der Pelite (Daten aus 6312 Rockenhausen)

1,1, während diese Quotienten in reinen Lösslehmen bei 0,2 bzw. 1,5 liegen. Dies zeigt, dass mit steigendem Lösslehmgehalt der gU-Gehalt gegenüber den benachbarten Fraktionen stärker hervortritt. Die Lösslehm-haltigen bis -reichen Substrate im Verbreitungsgebiet der Pelite liegen bei diesen Verhältniszahlen zwischen beiden beschriebenen Substraten.

Tab. 12 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)										Angaben in Gew.%
^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]										Daten aus Rheinland-Pfalz
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	92	25,7	11,4	18,3	22,7	10,2	4,2	4,3	Schluff	Lu
Unterboden	40	27,1	13,0	20,3	21,1	8,0	3,3	3,9	Lehm	Lt2
Untergrund	57	27,5	11,9	16,2	17,7	8,6	4,9	2,9	Lehm	Lt2
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei										
pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]										
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	33	22,1	11,0	18,0	24,6	14,0	5,0	5,2	Schluff	Lu
Unterboden	17	25,4	10,0	16,3	24,7	9,9	3,6	3,8	Lehm	Ls2
Untergrund	23	23,1	10,2	16,7	21,0	12,6	5,1	5,8	Lehm	Lt2
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)										
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]										
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	43	22,0	11,0	19,8	24,6	10,8	4,6	3,9	Schluff	Lu
Unterboden	32	20,9	11,7	21,1	24,5	9,3	4,7	4,0	Schluff	Lu
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3)										
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]										
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	22	20,5	10,6	17,6	25,6	12,4	6,7	4,7	Schluff	Lu
Unterboden	13	21,5	11,8	17,9	25,4	10,4	4,7	5,2	Schluff	Lu

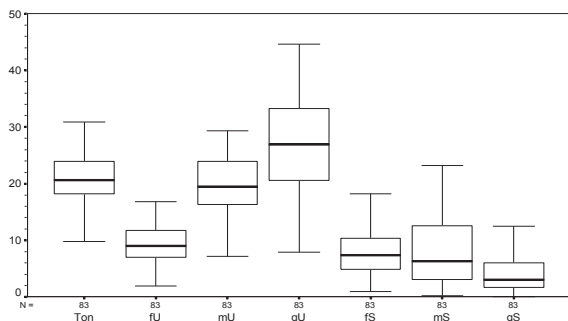


Abb. 14 Korngrößenzusammensetzung in Oberböden der Lösslehme
(Angaben in Gew.%)
Daten aus Rheinland-Pfalz

Insgesamt sind die Unterschiede in der Korngrößenzusammensetzung zwar gering, aber die genauere Betrachtung zeigt, dass der Feinboden der Pelit-reichen Substrate trotz einer der dem Lösslehm ähnlichen Zusammensetzung wohl im Wesentlichen aus Verwitterungsprodukten der Schluff- und Tonsteine stammt. Dies ist gerade für die Betrachtung der stofflichen Zusammensetzung der Böden von maßgeblicher Bedeutung.

Da die Pelit-haltigen Substrate mit mittlerem bis hohem Lösslehmgehalt zwischen den lösslehmfreien Substraten und den reinen Lösslehmen stehen, überwiegt bei Ihnen verständlicherweise ebenfalls die Bodenart schluffiger Lehm (Lu). In fast 60% der Fälle wurde in ihrem Oberboden diese Bodenart festgestellt. Insgesamt schwankt die Korngrößenzusammensetzung weniger als in den Lösslehm-ärmeren bzw. -freien Substraten. Tongehalte >30 Gew.% und Schluffgehalte <45 Gew.% kommen in ihnen im Untersuchungsraum fast nicht vor.

Tab. 13 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lösslehm (-derivaten)

Lösslehm / Solifluktionssäule / lösslehmreiches Solumsediment										
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]; Uu; UI [Lp(3.2.-4)/-.-]										Angaben in Gew.%
Daten aus Rheinland-Pfalz										
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Hauptgruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	80	20,5	8,8	19,3	27,3	7,5	6,4	3,0	Schluff	Lu
Unterboden	92	23,1	7,5	21,2	31,6	5,8	4,0	2,3	Schluff	Lu
Untergrund	22	19,9	7,7	22,6	34,3	5,3	3,8	2,1	Schluff	Ut4

Die Sandstein-reichen Substrate, denen Lösslehm und/oder Pelite untergeordnet beigemischt sein können, sind im Untersuchungsraum deutlich feinkörniger als in den bislang bekannten Proben die vorrangig aus dem Pfälzer Wald stammen. Im Mittel enthalten sie im Projektgebiet 16 Gew.% Ton, 36 Gew.% Schluff und 47 Gew.% Sand. Am häufigsten kommt die Bodenart stark lehmiger Sand (SI4) vor. Daneben treten oft die Bodenarten schluffig-lehmiger Sand (Slu), mittel lehmiger Sand (SI3) und mittel sandiger Lehm (Ls3) auf. Wichtigste Kornfraktion ist meist der Feinsand, wobei nicht selten auch der Mittelsand leicht überwiegen kann. Diese Substratgruppe ist im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 16 Gew.% ungewöhnlich reich an Grobschluff (siehe Tab. 14). Auch hier wird angenommen, dass Verwitterungsmaterial der Schluff- und Tonsteinen die Zusammensetzung des Feinbodens merklich beeinflusst.

Für die Lösslehm-armen bis -freien Substrate der basischen Magmatite liegen aufgrund ihres relativ geringen Flächenanteils für Blatt Rockenhausen nur wenige Daten vor. Je nach Verwitterungsgrad des

Tab. 14 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)										Angaben in Gew. %
\wedge^s ; \wedge^{sar} ; \wedge^c ; \wedge^b ; pfl; U [$\wedge^s(3-4)/LO;Lp(0-1)$]										Daten aus Rheinland-Pfalz
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	227	8,9	4,1	6,1	8,2	32,8	35,3	2,2	Sand	SI3
Unterboden	148	7,0	4,0	5,0	8,1	36,6	37,6	1,9	Sand	SI2
Untergrund	129	6,0	2,5	4,1	7,5	30,2	35,2	2,9	Sand	Su2

Untergrundgesteins schwankt die Korngrößenzusammensetzung erheblich. Bei Anwesenheit stark verwitterter Magmatite dürften die Bodenarten schwach bis mittel sandiger Lehm vorherrschen. Besteht das Substrat hingegen aus frischeren, eher physikalisch verwitterten Magmatiten, sind die Böden deutlich sandiger. Bodenarten aus der Gruppe der Lehmsande werden hier vorrangig anzutreffen sein.

Im Verbreitungsgebiet der Rotliegend-Sedimentgesteine wurden im Oberboden mittlere Grobbodenanteile (>2 mm) zwischen 7 und 10 Gew.% festgestellt (siehe Tab. 15). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich um Laborbefunde handelt und nicht um Geländeschätzungen. Da bei Gegenwart größerer Steine (~6 cm) eine repräsentative Probenahme nur mit unverhältnismäßig großen Aufwand möglich ist, geben die Laborwerte allein nur einen groben Anhaltswert. Obwohl es sich bei der Geländeanalyse um eine klassifizierte Schätzung handelt, ist sie insbesondere bei Anwesenheit größerer Steine dennoch sicherer. Bei den Pelit-reichen Substrate fallen fast $\frac{2}{3}$ der Waldoberböden und etwa die Hälfte

Tab. 15 Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) in Lockersedimenten der Pelite (Laborbefund)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)							
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)							Angaben in Gew. %
\wedge^t ; \wedge^u ; pfl; U [\wedge^t ; $\wedge^u(3-4)/LO;Lp(0-1)$]							Daten aus Rheinland-Pfalz
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.	
Oberboden; ohne Nutzungsdifferenzierung	92	2,0	6,9	13,4	21,7	29,9	
Unterboden	40	0,0	6,0	12,2	22,4	29,0	
Untergrund	56	1,5	9,9	24,6	46,6	51,0	
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [\wedge^t ; $\wedge^u(2-3)/\wedge^s(1-2)$]							
Oberboden; ohne Nutzungsdifferenzierung	33	7,3	10,0	15,6	23,6	26,5	
Unterboden	17	0,2	3,2	16,3	21,9	22,3	
Untergrund	22	6,8	15,1	22,5	34,4	41,0	
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [$LO;Lp(2-3)/\wedge^t$; $\wedge^u(1-2)$]							
Oberboden; ohne Nutzungsdifferenzierung	43	3,4	7,9	12,0	21,3	23,0	
Unterboden	32	3,6	5,4	13,6	22,5	25,9	
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [$LO;Lp(2-3)/\wedge^t$; $\wedge^u(1)/\wedge^s(1)$]							
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	5,4	8,8	15,3	23,4	29,3	
Unterboden	13	3,9	5,1	19,3	29,0	41,5	

der landwirtschaftlich genutzten Böden in die mittlere Gehaltsklasse (15-40 Gew.%). Höhere Grobbodengehalte treten bei Waldoberböden nur vereinzelt auf. Im Gelände wurden immerhin 15% der landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substratklasse als stark steinig angesprochen (40-60 Gew.%). Die Laboruntersuchungen weisen hingegen für diese Böden einen eher geringeren Grobbodengehalt als für die Waldböden aus. Während der Unterboden einen vergleichbaren Grobbodengehalt wie der Oberboden aufweist, nimmt er im Untergrund meist zu. Allerdings schwankt der Grobbodengehalt hier wesentlich stärker, als in höheren Profilabschnitten. Zudem besteht der Trend, dass bei Anwesenheit der schwerer verwitterbaren Sandsteine der Untergrund skelettreicher ist.

Die Lösslehm-haltigen bis -reichen Substrate der Pelite enthalten im Mittel etwas weniger Grobboden. Im Gelände wurden knapp die Hälfte dieser Böden als schwach grobbodenhaltig angesprochen (3-15 Gew.%). Immerhin 40% dieser Oberböden weisen aber ebenfalls einen mittleren Grobbodengehalt auf.

Die Sandstein-reichen Substrate gehören zu den Grobboden-reichsten Substraten auf Blatt Rockenhausen. Bei der Hälfte der untersuchten Böden wurde im Gelände der Grobbodenanteil mit 40-60 Gew.% geschätzt.

Für die Bewertung von Spurenelementgehalten ist der Tongehalt von besonderer Bedeutung. Zahlreiche Spurenelemente korrelieren mehr oder weniger eng mit dem Tongehalt (siehe 4.2.ff). Da wie erwähnt die Korngrößenzusammensetzung der Oberböden verhältnismäßig gleichförmig ist, variiert auch der Tongehalt relativ gering. Im Mittel liegt er substratunabhängig im Untersuchungsraum bei 21 Gew.% und in der Hälfte der Oberböden schwankt er im Bereich von 16 bis 26 Gew.%. In nur 6% der Fälle wurden in Oberböden auf Blatt Rockenhausen Tongehalte von über 30 Gew.% angetroffen. Der Maximalwert unterschreitet hier 40 Gew.%. Dies lässt allgemein mittlere geogene Spurenelementgehalte erwarten.

Die Böden im Untersuchungsraum weisen überwiegend eine hohe bodenartspezifische Erosionsgefährdung auf. Bei fast 80% der untersuchten Standorte liegt der K-Faktor der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (AG Boden 1994, HENNINGS 1994) über 0,3, womit die Erodierbarkeit durch Wasser als hoch eingestuft wird.

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.

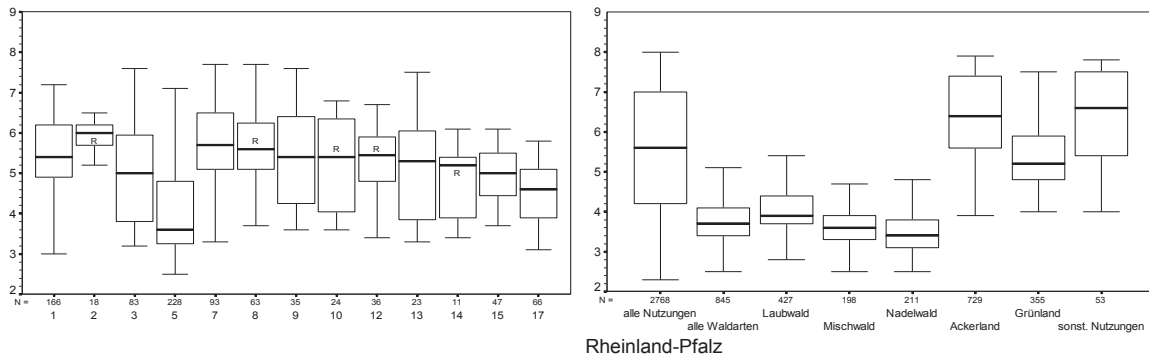


Abb. 15 pH-Wert im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen zeigen Waldböden deutlich niedrigere pH-Werte als landwirtschaftlich genutzten 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

Tab. 16 pH-Wert und Carbonate in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]						
pH-Wert Daten aus Rheinland-Pfalz						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	4,5	5,2	5,4	5,9	6,2
Oberboden, Wald	16	3,8	4,2	4,9	5,8	5,8
Oberboden, Acker	46	5,6	6,2	6,5	7,1	7,4
Oberboden, Grünland	19	5,0	5,2	5,7	6,7	6,3
Unterboden	40	4,1	5,0	6,8	7,4	8,4
Untergrund	56	4,1	4,5	5,9	7,4	7,8
Carbonate Angaben als CaCO₃ in Gew.%						
Auflage, Wald	10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oberboden, Wald	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oberboden, Acker	46	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
Oberboden, Grünland	19	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Unterboden	40	0,0	0,0	0,0	9,4	0,0
Untergrund	56	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
pH-Wert						
Oberboden, Wald	11	3,9	4,2	4,6	5,6	5,3
Oberboden, Acker	16	5,5	5,7	6,2	6,5	6,7
Unterboden	17	4,1	4,6	5,3	6,2	7,0
Untergrund	23	4,0	4,6	6,4	7,6	7,8
Carbonate Angaben als CaCO₃ in Gew.%						
Oberboden, Wald	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oberboden, Acker	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Unterboden	17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Untergrund	23	0,0	0,0	0,0	14,6	0,0

den durch Luftschadstoffe erhöhten Säureeintrag zu puffern, werden seit etlichen Jahren auch Waldböden landesweit gekalkt. In Wäldern des Forstamtes Lauterecken wurden z.B. 1997 3t/ha (=300g/m²) ausgebracht, was der üblichen Aufbringungsmenge für mäßig versauerungsgefährdete Standorte entspricht (MUF 1998).

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.

Die Oberböden im gesamten Untersuchungsgebiet sind weitgehend carbonatfrei, so dass ohne Kalkung flächendeckend eine saure Bodenreaktion vorherrscht. Lediglich einige landwirtschaftlich genutzte Böden und Böden der Siedlungsflächen enthalten durch Kalkung gebietsweise geringe Mengen an Carbonaten, wodurch ihr pH-Wert leicht über pH 7 angehoben wird.

Der mittlere pH-Wert in den Waldoberböden der flächenhaft mit Abstand bedeutsamsten Substrate, die aus wechselnden Anteilen von Peliten, Lösslehm und/oder Sandsteinen bestehen, liegt zwischen pH 4,2 und 3,8. Die höheren Mittelwerte sind in den pelitreichen Substraten anzutreffen, in denen Lösslehm fehlt oder nur in geringen Anteilen beigemischt ist. Allerdings sind Mittelwerte nur bedingt aussagekräftig, da die Messwerte erheblich um den Durchschnittswert streuen. Im Untersuchungsraum wurden in den Waldoberböden dieser Substratgruppe pH-Werte von 3,8 bis 5,8 festgestellt. Dabei ist es gleich, ob am Substrat in geringen Anteilen auch Sandsteine beteiligt sind.

Tab. 16 pH-Wert und Carbonate in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]						
pH-Wert						Daten aus Rheinland-Pfalz
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	19	4,5	4,8	5,5	5,8	6,0
Oberboden, Wald	20	3,8	4,0	4,7	5,4	5,5
Oberboden, Acker	11	5,5	6,1	6,5	6,7	6,8
Unterboden	32	3,8	3,9	4,7	7,3	5,6
Carbonate						Angaben als CaCO ₃ in Gew. %
Auflage, Wald	19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oberboden, Wald	20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oberboden, Acker	11	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
Unterboden	32	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
pH-Wert						
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	3,8	5,4	6,1	6,8	7,5
Oberboden, Wald	10	3,6	3,8	4,0	4,9	4,4
Unterboden	13	3,7	3,8	5,9	7,0	7,7
Carbonate						Angaben als CaCO ₃ in Gew. %
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0
Oberboden, Wald	10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Unterboden	12	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0

Diese hohe Varianz der pH-Werte setzt sich auch in deren Unterboden und -grund fort. Allgemein steigen die pH-Werte zwar mit zunehmender Profiltiefe an, jedoch schwanken die Werte noch stärker als in den Oberböden. Im Projektgebiet wurde für Unterboden und -grund ein mittlerer pH-Wert von 4,6 bzw. von 4,5 festgestellt. In beiden Horizontgruppen reichen die pH-Werte von 3,6 bis 7,4. Sofern der pH-Wert über 7 liegt, können hier geringfügige Carbonatgehalte von 0,1 und 0,3 Gew.% auftreten. Nur in Ausnahmefällen sind in den tieferen Profilschnitten höhere Carbonatgehalte anzutreffen.

Diese weite Spanne dürfte auf den stark variierenden Verwitterungszustand und den möglicherweise unterschiedlichen Mineralbestand der Pelite zurückzuführen sein. Intensive (Paläo-)Verwitterung führte u.a. zu einem Verlust an (Erd-)Alkalimetallen und infolgedessen zu einem Verlust der Puffereigenschaften gegenüber Säureeinträgen (siehe auch 4.1.4.). Enthalten die bodenbildenden Substrate hingegen frischere und/oder carbonathaltige Pelite, können diese durch Freisetzung von (Erd-)Alkalimetallen die fortschreitende Versauerung in höherem Maß puffern. Bei den Carbonaten handelt es sich dabei wahrscheinlich um Sekundärbildungen, die bei der Verwitterung Calcium-haltiger Silikate wie Kalkfeldspat (Anorthit) entstanden.

Wie schon in früheren Berichten bei anderen Substratgruppen beobachtet kann ein höherer Lösslehmanteil zu etwas tieferen pH-Werten führen. Die lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate der Pelite weisen im Waldoberboden einen mittleren pH-Wert von 4,0 auf. Im Untersuchungsraum wurden in ihnen Werte zwischen pH 3,4 und 5,3 angetroffen. Enthalten sie neben Peliten und Lösslehm zudem einen merklichen Sandsteinanteil sinkt der pH-Wert im Durchschnitt weiter auf pH 3,8. Dies sind jene Waldböden, in denen im Untersuchungsraum die niedrigsten pH-Werte zu erwarten sind.

Die Unterböden der lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate der Pelite besitzen im Mittel einen pH-Wert von 3,9. Bei höherem Sandsteinanteil liegt er anscheinend geringfügig niedriger, wobei die Fallzahl für eine ausreichende statistische Absicherung fehlt. Auffallend ist, dass die pH-Werte in den lösslehmhaltigen bis -reichen Unterböden im Untersuchungsraum nur zwischen pH 3,7 und 4,8 schwanken. Bei solch tiefen pH-Werten sind diese Unterböden carbonatfrei.

Die pH-Werte in der Humusaufgabe stehen häufig nicht in direkter Beziehung zum Mineralboden, da die Bodenschutzkalkungen in erster Linie den pH-Wert der organischen Auflagen beeinflussen. Lediglich bei geringmächtigen Humusaufgaben und/oder bei längerer zurückliegender Kalkung ist auch mit einer Erhöhung des pH-Wertes im obersten Mineralbodenhorizont zu rechnen.

Bei einem Durchschnittswert von 5,1 streut der pH-Wert in den organischen Auflagen der Waldböden im Untersuchungsraum mit pH 3,7 bis 6,2 in einem weiten Bereich. Die große Varianz ist wesentlich auf die zu unterschiedlichen Zeitpunkten erfolgten flächenhaften Bodenschutzkalkungen zurückzuführen. Aufgrund des sehr hohen Laubbaumanteils im Untersuchungsraum wäre der pH-Wert in den Humusaufgaben zwar auch ohne Kalkung vergleichsweise günstig, ohne diese Maßnahme wären solch hohe Werte aber nicht anzutreffen. Fast ausnahmslos besitzen die organischen Auflagen einen höheren pH-Wert als der folgende mineralische Oberboden. Im Durchschnitt liegt er im Untersuchungsraum um 0,9 pH-Einheiten höher. Durch den sehr variablen pH-Wert der Humusaufgabe variiert der Unterschied typisch zwischen +0,6 und +1,5 pH-Einheiten.

Da im Untersuchungsraum Misch- und Nadelwälder nur untergeordnet vorkommen, kann in diesem Bericht der Einfluss des Baumbestandes auf den pH-Wert der Humusaufgabe und des Waldoberbodens nicht überprüft werden. In früheren Berichten konnte beobachtet werden, dass mit steigendem Anteil an Nadelstreu der pH-Wert in der Humusaufgabe deutlich sinkt, während der Einfluss auf den Mineralboden erheblich geringer ist. Solche Zusammenhänge werden durch die Kalkungsmaßnahmen in Zukunft aber vermutlich weniger deutlich hervortreten.

Die Ackerböden weisen im Verbreitungsgebiet der Pelite einen mittleren pH-Wert von pH 5,7 bis 6,7 auf. Aufgrund der für die ackerbaulichen Nutzung erforderlichen Kalkung werden substratspezifische Unterschiede überdeckt. Zudem führt dies zu einer geringeren Streuung der Werte als in den Waldböden. Charakteristisch schwanken die Werte in den Ackerböden zwischen pH 5,5 bis etwa pH 7. Wie allgemein üblich liegt der mittlere pH-Wert in den als Grünland genutzten Oberböden zwischen den Wald- und Ackerböden. Bei einer Schwankungsbreite von pH 4,9 bis 6,7 beträgt der durchschnittliche pH-Wert bei dieser Bodennutzung im Oberboden pH 5,2.

Die schluffig/lehmigen Auenböden weisen im Untersuchungsraum bei landwirtschaftlicher Nutzung einen pH-Wert von 5,2 und 6,5 auf. (n=7). In diesen Substraten sind zwischen Acker- und Grünlandböden keine Unterschiede festzustellen. Auch hier ist die Aussage allerdings aufgrund geringer Fallzahl (n=7) mit Unsicherheit behaftet.

Tab. 17 pH-Wert in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al		<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>				
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Wald	19	3,6	4,0	4,7	5,3	6,2
Oberboden, Acker	19	5,7	6,2	6,7	7,0	7,0
Oberboden, Grünland	80	4,9	5,4	6,0	6,5	7,1
Unterboden	153	4,9	5,2	5,8	6,7	7,1

Da die Substrate, die basische Vulkanite und überwiegend nur wenig Lösslehm enthalten, im Projektgebiet nur relativ gering verbreitet sind, liegen für sie nur wenige Daten vor. In den vorrangig ackerbaulich genutzten Böden wurden pH-Werte zwischen 5,3 und 6,1 gemessen. Diese Werte sind typisch für diese Substrate und decken sich mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 18).

Tab. 18 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)		<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>				
+Krb; pfl; U [+Krb (3-4)/LO;Lp(0-1)]						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	4,5	5,2	5,4	5,8	5,8
Oberboden, Wald	15	3,9	4,4	4,5	5,0	5,0
Oberboden, Acker	14	5,3	5,5	5,9	5,9	6,1
Oberboden, Grünland	18	4,8	5,1	5,5	5,6	5,6
Unterboden	29	4,0	4,5	5,0	5,3	5,5
Untergrund	25	4,5	5,2	5,4	5,8	6,2

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 erfordert.

Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeleitet werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤ 15) auf günstigere Verhältnisse und ertragreichere Böden hin. Steigt dieser Wert, ist dies ein Indiz für zunehmend ungünstigere biotische Bodenverhältnisse. Bei niedrigem C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen Anteil hochmolekularer Huminstoffe, steigt die Selektivität der Schwermetallbindung (KUNTZE et al. 1988). Vor allem Spurenelemente, die bevorzugt organische Bindungsplätze einnehmen, werden stärker immobilisiert (z.B. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

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 mittlere Mächtigkeit des obersten Mineralbodenhorizonts liegt bei den Waldböden im Untersuchungsraum bei nur 6 cm. Deutlich größere Horizontmächtigkeiten finden sich nur in Böden, die noch deutliche Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung zeigen. In den Grünlandböden beträgt die durchschnittliche Mächtigkeit hingegen 25 cm bzw. bei den Ackerböden 30 cm. Aber auch bei einer tiefenbezogenen Berechnung des Gesamtvorrates ergeben sich immer noch prägnante Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodennutzungen.

Tab. 19 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						Daten aus Rheinland-Pfalz
^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]						
Kohlenstoff						Angaben in Gew. %
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	29,2	30,7	34,8	40,3	35,7
Oberboden, Wald	16	3,2	4,5	6,2	9,8	10,1
Oberboden, Acker	46	1,5	1,6	1,9	2,1	2,3
Oberboden, Grünland	19	1,8	2,1	2,6	3,3	3,7
Unterboden	37	0,4	0,7	1,2	1,5	1,6
Untergrund	44	0,2	0,4	0,5	0,8	1,0
Stickstoff						Angaben in Gew. %
Auflage, Wald	10	1,34	1,38	1,43	1,61	1,51
Oberboden, Wald	12	0,21	0,27	0,33	0,42	0,36
Oberboden, Acker	45	0,16	0,19	0,21	0,23	0,27
Oberboden, Grünland	19	0,21	0,23	0,26	0,36	0,29
Unterboden	35	0,03	0,09	0,12	0,13	0,21
Untergrund	34	0,04	0,08	0,13	0,16	0,17
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei						
pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Kohlenstoff						Angaben in Gew. %
Oberboden, Wald	11	2,3	3,5	5,0	6,5	6,6
Oberboden, Acker	16	1,3	1,5	1,7	1,9	2,0
Unterboden	15	0,3	0,4	0,9	1,4	1,4
Untergrund	22	0,3	0,4	0,7	0,9	1,1
Stickstoff						Angaben in Gew. %
Oberboden, Wald	10	0,17	0,26	0,31	0,35	0,38
Oberboden, Acker	16	0,16	0,18	0,20	0,21	0,24
Unterboden	9	0,05	0,07	0,12	0,14	0,15
Untergrund	15	0,05	0,08	0,11	0,13	0,13

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.

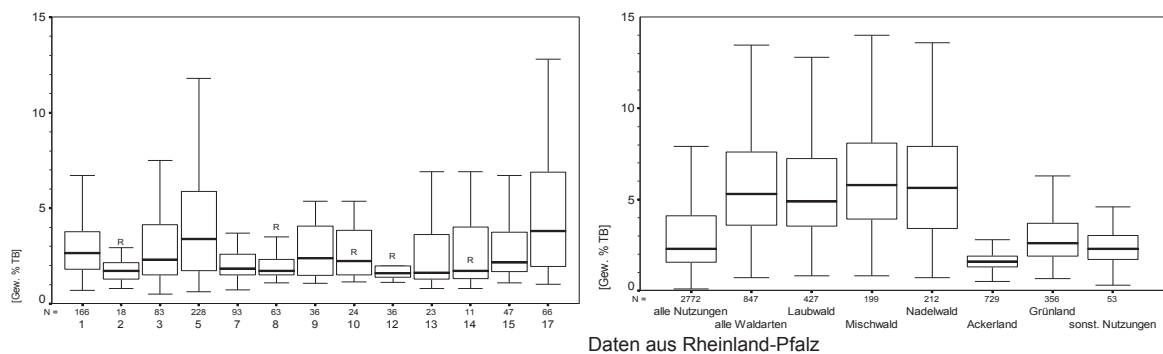


Abb. 16 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 19 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]						
Kohlenstoff						Angaben in Gew.%
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	19	28,4	32,6	36,9	42,6	46,2
Oberboden, Wald	21	2,2	4,1	6,1	10,9	9,7
Oberboden, Acker	11	1,2	1,5	1,9	2,2	2,2
Unterboden	32	0,5	0,8	1,1	2,0	2,0
Stickstoff						Angaben in Gew.%
Auflage, Wald	19	1,26	1,50	1,60	1,75	1,97
Oberboden, Wald	19	0,15	0,24	0,32	0,42	0,49
Oberboden, Acker	11	0,14	0,17	0,22	0,27	0,29
Unterboden	29	0,06	0,07	0,10	0,12	0,16
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Kohlenstoff						Angaben in Gew.%
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	1,3	1,6	3,4	6,0	6,2
Oberboden, Wald	10	1,7	3,6	5,8	6,6	6,9
Unterboden	11	0,6	1,0	1,2	1,6	1,7
Stickstoff						Angaben in Gew.%
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	0,13	0,16	0,19	0,29	0,24
Oberboden, Wald	10	0,11	0,17	0,29	0,35	0,39
Unterboden	8	0,05	0,07	0,08	0,09	0,09

Die Tabellen und Abbildungen mit den landesweiten Daten zeigen, dass das Substrat weit weniger den Kohlenstoffgehalt beeinflusst als die Nutzung. Da die Daten für die Pelit-haltigen Substrate vorwiegend aus dem Untersuchungsraum stammen, stimmen die landesweiten und regionalen Angaben bei diesen Substrate weitgehend überein.

Die Pelit-haltigen Waldoberböden besitzen je nach Lösslehm- und Sandsteinanteil einen durchschnittlichen Gehalt von 3,5 bis 4,5 Gew.% C_{org}. Dies entspricht etwa einem Gehalt von 6 bis 8 Gew.% organischer Substanz. Es hat den Eindruck, dass bei Anwesenheit von Sandsteinen der Gehalt an organischer Substanz etwas geringer ist. Mit einer typischen Spanne von 2 bis 10 Gew.% C_{org} streuen die Gehalte erheblich um die Mittelwerte. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Mächtigkeit des Oberbodens. Geringmächtige Horizonte enthalten meist mehr C_{org}, da dies zu einer ausgeprägteren Humus-Akkumulation in den oberen Zentimetern des Mineralbodens führt.

Der mittlere Stickstoffgehalt beträgt in den Waldoberböden der Pelite 0,24 bis 0,27 Gew.%. Ohne Ausreißer reichen die Werte von 0,15 bis 0,49 Gew.%. Diese relativ starke Schwankung steht in den Oberböden in unmittelbarem Bezug zu den variierenden C_{org}-Gehalten. Für die Lösslehm-armen bis -freien Waldoberböden wurde ein mittleres C/N-Verhältnis von 14 berechnet. Bei höherem Lösslehmanteil steigt es auf 16. Das C/N-Verhältnis schwankt typisch zwischen 11 und 20. Insgesamt überwiegen in den Waldoberböden C/N-Verhältnisse, die auf günstige biotische Aktivität und Huminstoffqualität schließen lassen. Ohne Substratbezug besitzen die Oberböden der Laubwälder landesweit ein mittleres

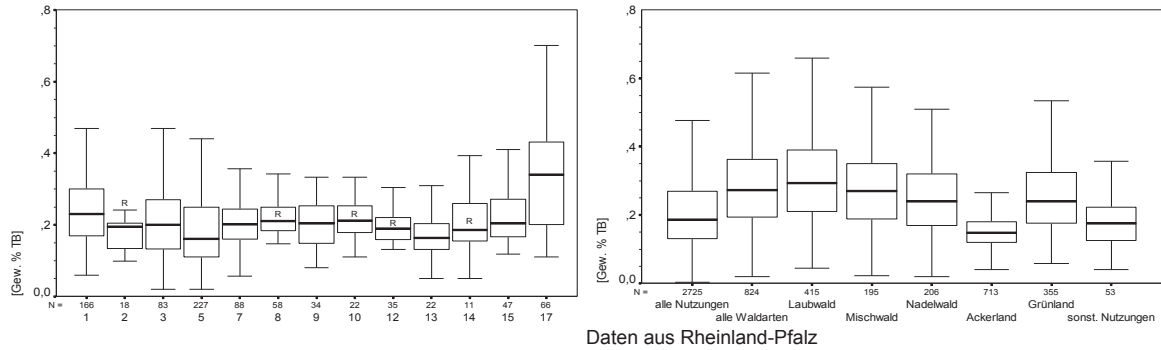


Abb. 17 Stickstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

C/N-Verhältnis von 17. Etwas ungünstiger scheinen die Bedingungen bei höherem Lösslehm- und Sandsteinanteil zu sein. Diese Waldoberböden enthalten nicht nur weniger C_{org} als die übrigen Substrate im Gebiet der Pelite, sondern mit durchschnittlich 0,17 Gew.% auch merklich weniger Stickstoff, woraus sich ein mittleres C/N-Verhältnis von 18 ergibt. Wie schon beim pH-Wert sind hier die ungünstigsten Bedingungen im Untersuchungsraum vorzufinden. Allerdings ist die statistische Absicherung mangelhaft.

Unterhalb des Oberbodens nimmt der C_{org} -Gehalt in den Pelit-reichen Waldböden mit der Tiefe rasch ab. Die Unterbodenhorizonte dieser Substratgruppe enthalten in einer Tiefe von mehr als 10 cm nur noch 0,5-0,7 Gew.% C_{org} . In einer Tiefe von mehr als 50 cm sinkt den Untergrundhorizonten der C_{org} -Gehalt weiter auf etwa 0,2-0,5 Gew.% ab. Lediglich bei Anwesenheit der relativ seltenen Schwarzpeliten kann der C_{org} -Gehalt örtlich wieder auf bis zu fast 1 Gew.% ansteigen. Unterhalb des Oberboden schwankt der Stickstoffgehalt nur wenig um 0,1 Gew.%. Dies bedeutet, dass mit der Tiefe das C/N-Verhältnis immer enger wird. Im Untergrund treten häufig C/N-Verhältnisse von 4-6 auf. Dies ist ein Hinweis darauf, dass anorganische Stickstoffverbindungen einen größeren Anteil am Gesamtstickstoff gewinnen. Vertikal leicht verlagerbare Huminstoffe wie z.B. Fulvosäuren besitzen eine weites C/N-Verhältnisse von >40 und dürften daher nicht zu einer merklichen Stickstoffzufuhr in tiefere Profilabschnitte beitragen.

Da im Untersuchungsraum aufgrund ihrer geringen Verbreitung nur 5 Sandstein-reiche Waldoberböden beprobt wurden, konnte keine tieferegehende statistische Auswertung erfolgen. C_{org} - und Stickstoffgehalt variieren in einem weiten Bereich, aber es besteht die Tendenz, dass sie ärmer an organischer

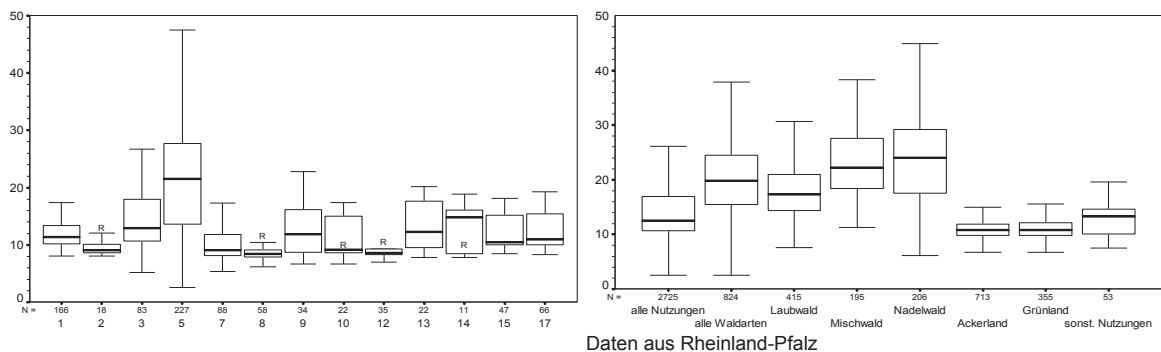


Abb. 18 C/N-Verhältnis im Oberboden (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Tab. 20 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der Sandsteine

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis –führend (Anteil <1/3) <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s (3-4)/LO;Lp(0-1)]						
Kohlenstoff	Angaben in Gew.%					
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	205	25,1	32,1	42,2	47,4	51,7
Oberboden, Wald	156	3,2	4,7	6,9	10,4	11,8
Oberboden, Acker	29	1,1	1,2	1,6	1,8	2,2
Oberboden, Grünland	21	1,5	2,0	2,3	2,5	3,2
Unterboden	147	0,4	0,8	1,2	1,7	2,4
Untergrund	122	0,1	0,1	0,4	0,7	0,8
Stickstoff	Angaben in Gew.%					
Auflage, Wald	205	0,89	1,14	1,37	1,63	1,85
Oberboden, Wald	156	0,13	0,20	0,29	0,38	0,51
Oberboden, Acker	28	0,08	0,11	0,14	0,15	0,17
Oberboden, Grünland	21	0,12	0,14	0,17	0,20	0,21
Unterboden	107	0,03	0,04	0,06	0,08	0,11
Untergrund	74	0,01	0,01	0,03	0,06	0,07

Substanz und damit auch an Stickstoff als die Pelit-haltigen Waldoberböden sind. Es scheint aber, dass die Humusqualität erheblich günstiger als in den in Tab. 20 dargestellten Daten ist, die vorrangig aus dem Sandsteingebiet des Pfälzer Waldes stammen. Das C/N-Verhältnis der Sandstein-reichen Waldoberböden scheint im Untersuchungsraum ähnlich günstig wie im Verbreitungsgebiet der Pelite zu sein. Beim Bodenzustandsbericht Pirmasens-Nord (HAUENSTEIN 2001) wurde für die Waldoberböden ein weit ungünstigeres C/N-Verhältnis von durchschnittlich 23 festgestellt. Offensichtlich bieten die Sandsteine des Rotliegend eine höhere Nährstoffversorgung und damit günstigere biotische Bedingungen als jene des Pfälzer Wald, die aus dem Buntsandstein stammen.

Die untersuchten organischen Auflagen stammen fast ausschließlich aus Laubwäldern. Der Durchschnittswert liegt mit 31 Gew.% C_{org} (ca. 63 Gew.% org. Substanz) unter dem Landesdurchschnitt von 37 Gew.% C_{org} (ca. 73 Gew.% org. Substanz). Die Werte bewegen sich zwischen 28 und 40 Gew.% C_{org}. Ursache für die vergleichsweise geringen Humusgehalte ist u.a. in der geringen Mächtigkeit der Humusaufgaben im Untersuchungsraum zu suchen. 85% der Auflagen weisen eine Mächtigkeit von nur 1 bis 3 cm auf, was selbst für Laubwälder relativ wenig ist. Dies führt neben einer leichteren Einmischung von Material aus dem Mineralboden, auch zu Problemen bei der „sauberen“ Probenahme. Der mittlere Stickstoffgehalt liegt mit 1,5 Gew.% etwa 10% über dem landesweiten Durchschnitt für Humusaufgaben der Laubwälder. Dies führt bei einer Spanne von 20 bis 25 zu einem für Humusaufgaben günstigen mittleren C/N-Verhältnis von 21. Dies ist ein Hinweis auf günstige biotische Bedingungen und überdurchschnittlicher Nährstoffversorgung. Ferner erklärt dies auch die geringe Mächtigkeit der Auflagen, da die Blattstreu rasch humifizieren und mineralisieren kann.

Bei landwirtschaftlicher Nutzung sind erwartungsgemäß keine größeren substratbedingten Unterschiede festzustellen. Die in Tab. 19 aufgeführten Werte für Ackerböden der Pelit-haltigen Substrate stammen weitgehend aus dem Untersuchungsraum. Durchschnittlich enthalten die Oberböden im Verbreitungs-

Tab. 21 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (3-4)/LO;Lp(0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Kohlenstoff			Angaben in Gew. %			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	36,7	38,2	40,8	42,4	44,0
Oberboden, Wald	15	4,2	6,7	7,7	12,8	12,8
Oberboden, Acker	14	1,6	1,7	2,1	2,6	2,6
Oberboden, Grünland	18	1,7	2,0	2,4	2,9	3,0
Unterboden	29	0,6	0,9	1,6	3,1	3,1
Untergrund	25	0,2	0,4	0,6	0,7	1,0
Stickstoff			Angaben in Gew. %			
Auflage, Wald	10	1,61	1,68	1,82	1,95	1,97
Oberboden, Wald	15	0,25	0,37	0,46	0,83	0,48
Oberboden, Acker	14	0,15	0,17	0,20	0,26	0,27
Oberboden, Grünland	18	0,16	0,20	0,24	0,27	0,30
Unterboden	22	0,08	0,10	0,19	0,23	0,25
Untergrund	13	0,03	0,04	0,06	0,08	0,08

gebiet der Pelite bei ackerbaulicher Nutzung in Abhängigkeit vom Lösslehmanteil 1,5 bis 1,6 Gew.% C_{org} (ca. 2,6 -2,8 Gew.% org. Substanz) und 0,17 bzw. 0,19 Gew.% Stickstoff. Daraus ergibt sich ein sehr günstiges mittleres C/N-Verhältnis von 8 bzw. 9. In der Regel liegt der C_{org}-Gehalt zwischen 1,2 und 2,2 Gew.%, was einem Humusgehalt von ca. 2,1 bzw. 3,8 Gew.% entspricht. Der Stickstoffgehalt variiert dabei zwischen 0,13 und 0,29 Gew.% bzw. das C/N-Verhältnis zwischen 7 und 9. Tendenziell ist das C/N-Verhältnis in den Pelit-reichen Ackerböden geringfügig enger als bei hohem Lösslehmgehalt. In den Grünlandoberböden der Pelit-reichen Substrate sind im Mittel 2,1 Gew.% C_{org} (ca. 3,6 Gew.% org. Substanz) und 0,23 Gew.% Stickstoff zu finden. Das mittlere C/N-Verhältnis von 9 ist für Grünlandböden sehr günstig. Für die lösslehmreicheren Standorte liegen nur wenige Daten vor, aber es scheinen sehr ähnliche Werte vorzuherrschen.

Die im Mittel 30 cm mächtigen Oberböden gehen in den landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) des Untersuchungsraums häufig direkt in den Untergrund über. Sofern noch Unterboden-Horizonte vorhanden sind, weisen sie eine mittlere Mächtigkeit von nur ca. 10 cm auf. Der mittlere C_{org}-Gehalt beträgt in ihnen 0,7 Gew.% (≈1,1 Gew.% Organ. Sub.). Der Stickstoffgehalt sinkt mit der Tiefe weniger, so dass im Mittel noch 0,1 Gew.% vorhanden sind. Lediglich in Auensedimenten können auch tiefere Profilschnitte bis zu bis 2 Gew.% (≈3,5 Gew.% Organ. Sub.) enthalten.

In den Untergrund-Horizonten sinkt der C_{org}-Gehalt weiter auf durchschnittlich 0,4 Gew.% (≈0,7 Gew.% Organ. Sub.), während der Stickstoffgehalt etwa auf gleichem Niveau wie im Unterboden bleibt. Gegenüber den tieferen Profilschnitten der Waldböden sind sie C_{org}-ärmer, enthalten aber etwas mehr Stickstoff. Möglicherweise ist dies ein Hinweis auf vertikale Verlagerung von Stickstoffdünger in Böden der LNF.

Die Ackeroberböden der Sandstein-reichen Substrate enthalten im Projektgebiet mit 1,3 Gew.% C_{org} (ca. 2,2 Gew.% org. Substanz) durchschnittlich geringfügig weniger C_{org} als im Verbreitungsgebiet der Pelite. Dass sandreiche Böden einen geringeren Huminstoffgehalt aufweisen als Böden mit höherem

Feinanteil, wurde schon öfters beobachtet und wird auf eine stärkere Mineralisierung der Huminstoffe aufgrund der besseren Durchlüftung dieser Böden zurückgeführt. In diesen Ackerböden wurde ein mittlerer Stickstoffgehalt von 0,15 Gew.% festgestellt. Das C/N-Verhältnis liegt wenig schwankend um den für diese Substrate sehr günstigen Wert 9. Die ackerbaulich genutzten Sandstein-Böden des Pfälzer Waldes weisen hingegen mit 12 ein etwas ungünstigeres mittleres C/N-Verhältnis auf.

Aufgrund der geringen Verbreitung basischer Magmatite im Untersuchungsraum liegen nur wenige Daten für deren Ackerböden vor, so dass eine sichere Aussage nicht möglich ist. Es hat den Anschein, dass sie einen geringfügigen höheren C_{org} -Gehalt und ein etwas weiteres C/N-Verhältnis (9-10) als die übrigen Ackeroberböden besitzen.

4.1.4. Kationenaustauschkapazität

Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Derart angelagerte Kationen sind immobil, aber dennoch pflanzenverfügbar. Das Ausmaß, in dem ein Boden Kationen adsorbiert, wird als Kationenaustauschkapazität (KAK) bezeichnet. Sie ist im Wesentlichen vom Tongehalt, von der Art der Tonminerale, dem Huminstoffgehalt und dem pH-Wert abhängig. Vor allem Huminstoffe besitzen von der Bodenreaktion abhängige variable Ladungen. Während die tatsächliche (effektive) KAK bei pH-Werten von über 7 etwa der maximal möglichen KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}) entspricht, sinkt mit abnehmendem pH-Wert die Fähigkeit des Bodens, Kationen reversibel anzulagern. Der Kationenbelag setzt sich im mäßig sauren bis alkalischen Bereich überwiegend aus den Nährstoffen Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) zusammen. Die Summe dieser basischen Kationen wird als S-Wert bezeichnet. Die Basensättigung (=V-Wert) kennzeichnet den prozentualen Anteil des S-Wertes an der KAK. Bei sinkendem pH-Wert werden basische Kationen zunehmend durch Protonen, Aluminium (Al), Mangan (Mn) und in sehr sauren Böden ($pH < 3,5$) auch durch Eisen (Fe) ersetzt. Diese Elemente wirken im Boden sauer. Der H-Wert ist die Summe des Äquivalentgehaltes dieser Kationen. Al hat im Boden bei pH-Werten $< 4,5$ zunehmend phytotoxische Wirkung. Die KAK und die Zusammensetzung des Kationenbelags liefert Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen.

Die Waldoberböden im Untersuchungsraum mit der höchsten Kak_{pot} und der günstigsten Basensättigung sind in den Pelit-reichen Böden entwickelt, die nur geringe Anteile an Nebengesteinen wie Lösslehm und/oder Sandstein besitzen. Die mittlere Kak_{pot} beträgt 18 cmol/z/kg und schwankt in einem

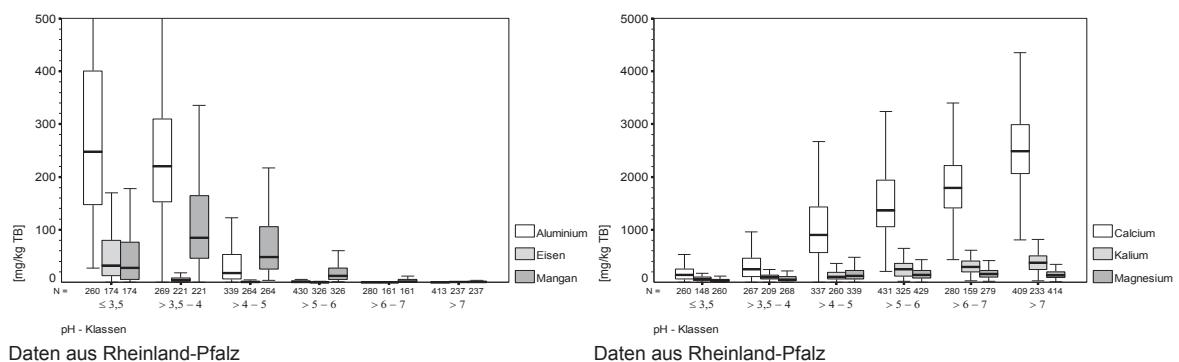


Abb. 19 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Tab. 22 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)					Angaben in cmol/z/kg				
^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]					Daten aus Rheinland-Pfalz				
	Anzahl	KAK _{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H ⁺ , Al ³⁺)	Calcium	Mag- nesium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	8	61,15	42,78	75	14,98	33,75	6,14	2,26	0,07
Oberboden, Wald	9	18,15	6,29	45	7,81	4,61	1,15	0,57	0,01
Oberboden, Acker	35	14,75	13,94	90	1,35	11,74	0,96	1,24	0,03
Oberboden, Grünland	17	17,26	15,33	85	2,52	13,53	1,15	0,52	0,06
Unterboden	11	13,11	11,70	82	1,65	8,93	1,24	0,26	0,03
Untergrund	41	12,95	7,90	73	2,23	4,09	1,50	0,32	0,05
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei									
pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]									
Oberboden, Wald	10	15,51	4,99	45	7,57	3,37	1,05	0,50	0,01
Oberboden, Acker	16	13,30	11,39	88	1,56	9,24	0,84	1,10	0,02
Unterboden	15	10,79	9,02	75	3,10	5,00	1,41	0,28	0,04
Untergrund	21	13,98	11,44	78	1,57	9,71	0,93	0,20	0,04
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)									
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]									
Auflage, Wald	17	59,26	38,34	64	19,93	30,21	4,78	1,80	0,06
Oberboden, Wald	16	12,65	2,87	23	8,18	2,14	0,35	0,33	0,01
Oberboden, Acker	10	14,49	13,22	90	1,28	11,10	0,91	0,92	0,03
Unterboden	25	7,18	1,39	18	5,65	0,56	0,49	0,20	0,01
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3)									
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]									
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	12,58	7,58	71	4,30	6,26	0,55	0,37	0,02
Oberboden, Wald	10	11,66	2,09	20	8,47	1,60	0,32	0,31	0,01
Unterboden	12	7,24	1,16	16	5,53	0,43	0,25	0,15	0,01

typischen Bereich zwischen 12 und 23 cmol/z/kg. Durchschnittlich sind 45% der Austauschplätze mit basischen Kationen belegt. Etwa $\frac{2}{3}$ der Waldoberböden dieser Substratgruppe werden als mittelbasisch, die übrigen sogar als basenreich bewertet (V-Wert >50%). Entsprechend zeigt auch die Zusammensetzung des Kationenbelags ein überwiegend positives Bild. Das quantitativ wichtigste Kation ist Ca, das im Mittel ein Viertel der potentiellen Austauschplätze belegt. Am S-Wert hat es einen Anteil von ca. 60-80%. Ihm folgt Mg mit einem Anteil von 10-30%. Ein direkter Vergleich mit Al ist aus analytischen Gründen nicht möglich, einen Hinweis bieten jedoch die Daten der Ammoniumnitrat-Extraktion. Da austauschbares Al (Al_{aut}) erst unterhalb pH 4 eine wesentliche Bedeutung erhält (siehe Abb. 19) und in diesen Waldböden die Bodenreaktion meist günstiger ist, wurde in fast allen Waldoberböden dieser Substratgruppe ein deutlich höherer Mobilgehalt an Ca_{mob} als an Al_{mob} festgestellt. Sofern der pH-Wert bei >4,5 liegt, gilt dies abgeschwächt auch für Mg_{mob}. Die deutliche Dominanz des Ca ist als Zeichen für eine günstige Zusammensetzung des Kationenbelags zu werten. Verschlechtern sich die Bedingungen, sinken nicht nur die Absolutgehalte und damit auch die Basensättigung, sondern es kommt auch zu einer Verschiebung des Kationenverhältnisses innerhalb der basischen Kationen, indem

Tab. 23 Potentielle Austauschkapazität in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis –führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]				Angaben in cmol/z/kg Daten aus Rheinland-Pfalz		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	8	55,55	61,15	65,14	65,61	65,79
Oberboden, Wald	9	13,76	18,15	19,23	21,99	22,90
Oberboden, Acker	35	13,12	14,75	17,37	18,24	22,42
Oberboden, Grünland	17	14,74	17,26	19,94	25,85	26,22
Unterboden	11	8,43	13,11	17,85	20,74	24,28
Untergrund	41	8,88	12,95	17,17	19,11	25,64
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Oberboden, Wald	10	12,54	15,51	16,94	18,84	20,05
Oberboden, Acker	16	12,45	13,30	14,15	16,88	14,83
Unterboden	15	8,19	10,79	14,12	16,79	17,82
Untergrund	21	8,08	13,98	17,42	23,61	28,22
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]						
Auflage, Wald	17	52,30	59,26	65,80	68,04	68,91
Oberboden, Wald	16	9,92	12,65	15,46	17,75	19,36
Oberboden, Acker	10	9,64	14,49	18,32	21,33	21,83
Unterboden	25	5,88	7,18	11,30	11,99	12,71
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	10,56	12,58	14,76	18,19	19,82
Oberboden, Wald	10	9,15	11,66	14,75	17,14	19,02
Unterboden	12	6,52	7,24	8,84	19,75	9,37

der relative Anteil des im Mineralboden immobileren Mg zunimmt. So dominierte in den basenarmen Sandsteinböden des Pfälzer Waldes das austauschbare Mg (Mg_{aust}) mit einem Ca/Mg-Verhältnis von nur 0,7. Dieser Quotient liegt in den Pelit-reichen Waldoberböden hingegen charakteristisch zwischen 3 und 7. Die langfristigen Ca-Reserven sind allerdings nicht sehr hoch. Bei einem mittleren Ca-Gesamtgehalt (KW-Extrakt) (Ca_{ges}) von 960 mg/kg (500-8400 mg/kg) liegen in den untersuchten Pelit-reichen Waldoberböden 70-90% des Gesamtgehaltes in austauschbarer Bindung vor.

Unterhalb des Oberbodens sinkt im Mittel die KAK_{pot} auf ca. 13 cmol/z/kg etwas ab, während die Basensättigung insbesondere durch den höheren Anteil austauschbarem Ca (Ca_{aust}) ansteigt. Allerdings variieren KAK_{pot} und Basensättigung in den Unterboden- und Untergrundhorizonten mit 6-26 cmol/z/kg bzw. 5-95% in erheblichem Maß. Diese weite Spanne dürfte auf den stark variierenden Verwitterungszustand und den damit unterschiedlichen Mineralbestand der Pelite zurückzuführen sein. Intensive (Paläo-)Verwitterung führte u.a. zum Verlust an (Erd-)Alkalimetallen und damit zum Verlust der Puffer-eigenschaften gegenüber Säureinträgen sowie zur Bildung von Zweischicht-Tonmineralen wie Kaolinit, die nur eine geringe Austauschkapazität besitzen. Dies äußert sich auch in stark schwankenden pH-Werten (siehe 4.1.2). In den nur kleinräumig vorkommenden Pelit-reichen Untergrund-Horizonten mit einem pH-Wert >6, beträgt die KAK_{pot} zwischen 16 und 26 cmol/z/kg und die Basensättigung meist

>90%. Ca belegt dort ca. 70% und Mg 20% der Austauschplätze. Während beim Ca deutlich mehr als 60% des Gesamtgehalts in austauschbarer Bindung vorliegt, sind dies beim Mg nur ca. 7%.

Eine erheblich größere räumliche Bedeutung haben Unterboden- und Untergrundhorizonten, die einen hohen Anteil stark verwitterter Pelite besitzen. Bei einem Mittelwert von 10 cmol/z/kg wurde im Untersuchungsraum eine KAK_{pot} von 6 bis 14 cmol/z/kg festgestellt. Ihre Basensättigung ist äußerst unterschiedlich und schwankt zwischen 5 und 70% (Mittel: 32%). Bei Illit-reichem Tonmineralbestand wäre nach der Gleichung der AG Boden (1994) für die mineralischen Komponenten eine KAK_{pot} von 12-20 cmol/z/kg zu erwarten. Die tatsächliche KAK_{pot} liegt im Mittel in diesen Horizonten jedoch um ca. 40% niedriger, was als Hinweis auf einen hohen Anteil an Tonmineralen mit geringer KAK_{pot} wie z.B. Kaolinit oder Chlorit gewertet wird. In diesen Horizonten wurden mittlere Gesamtgehalte von 360 mg Ca_{ges} /kg und 1.650 mg Mg_{ges} /kg festgestellt. Hiervon sind im Mittel 63% des Ca und 4% des Mg austauschbar gebunden. Insbesondere beim Ca sind die Reserven bei Anwesenheit stark verwitterter Pelite daher nicht hoch.

Die KAK_{pot} ist in Ackerböden aufgrund des geringeren Humusgehalts im Mittel etwas geringer als bei forstlicher Nutzung. Sie beträgt bei den Pelit-reichen Substraten 15 cmol/z/kg, während die Grünlandböden aufgrund des höheren Huminstoffgehaltes mit 17 cmol/z/kg eher Werte wie die Waldböden besitzen. Gemeinsam ist den landwirtschaftlich genutzten Böden, dass ihr S-Wert und damit ihre Basensättigung ungleich günstiger als die der Waldoberböden ist. Die Pelit-reichen Ackerböden weisen eine mittlere Basensättigung von 90% auf. In den entsprechenden Grünlandböden liegt sie nur geringfügig niedriger. Mit einem Anteil von 70-90% am Kationenbelag dominiert Ca mit weitem Abstand. Auffallender Unterschied besteht beim K, das in Ackerböden einen höheren Anteil als Mg besitzt. Diese günstigen Verhältnisse und die Veränderung des Kationenbelags sind Folge von Kalkung und Düngung landwirtschaftlich genutzter Böden. Dies ist auch der Grund, dass in den landwirtschaftlich genutzten Böden der lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate der Pelite annähernd gleiche Bedingungen herrschen.

Mit durchschnittlich 2.600 mg Ca_{ges} /kg ist der Gesamtgehalt in diesen Böden mehr als doppelt so hoch als in Waldböden. Auch hier sind etwa 70-90% des Ca_{ges} und 3-5% des Mg_{ges} austauschbar gebunden. Das Verhältnis von austauschbarem Ca zu Mg ist in den landwirtschaftlich genutzten Böden mit einem typischen Bereich von 8 bis 15 generell höher als in den Waldböden.

Während mit steigendem Sandsteinanteil die KAK in den Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite nur erstaunlich wenig abnimmt, ist bei zunehmendem Lösslehmgehalt ein Absinken der KAK_{pot} und eine erheblich ungünstigere Basensättigung zu beobachten. Ähnliches wurde auch schon in den Waldböden der basischen Magmatite des Westerwaldes beobachtet (HAUENSTEIN 2003). Sind in den Lösslehm-reicheren Substraten im Gebiet der Pelite zudem noch Sandsteine beigemischt, hat dies wie bei den Pelit-reichen Substraten keinen merklichen Einfluss auf KAK_{pot} und Basensättigung. In den Lösslehm-reicheren Substraten der Pelite wurde in den Waldoberböden eine mittlere KAK_{pot} von 12 cmol/z/kg bei einem typischen Schwankungsbereich von 9 bis 19 cmol/z/kg festgestellt. Die Basensättigung beträgt durchschnittlich 20 – 23%. Im Gegensatz zu den Pelit-reichen Waldoberböden wird jeweils fast die Hälfte der Böden als basenarm und mittelbasisch eingestuft. Eine höhere Basensättigung wurde nur in äußerst geringmächtigen Oberböden gemessen, bei denen eine Beeinflussung durch Bodenschutzkalkungen vermutet wird. In deren folgenden Oberbodenhorizonte konnte ebenfalls nur noch eine geringe Basensättigung von <20% festgestellt werden. Die niedrige KAK_{pot} ist in erster Linie die Folge der geringeren Gehalte an austauschbaren Basen. Während der S-Wert deutlich niedriger als bei den Pelit-reichen Waldoberböden ist, liegt der H-Wert kaum höher. Der mittlere Gehalt

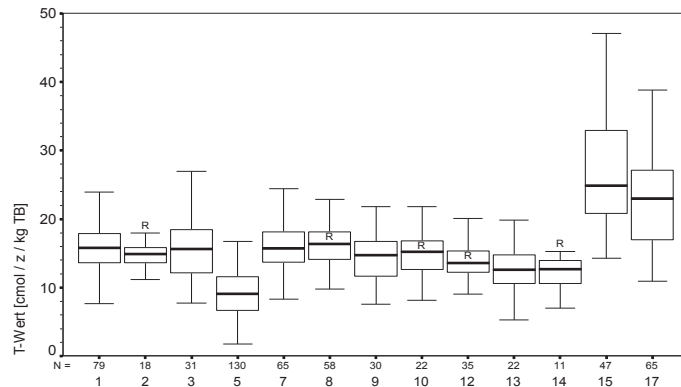


Abb. 20
Potentielle Kationenaustauschkapazität
im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

an Ca_{aust} ist mit 2,1 cmol/z/kg etwa um die Hälfte niedriger als in den Pelit-reichen Waldoberböden. Beim Mg_{aust} sind es mit 0,3 cmol/z/kg sogar nur etwa ein Drittel. Der charakteristische Anteil an potentiellen Austauschplätzen schwankt beim Ca_{aust} nur noch zwischen 9 und 19% und beim Mg_{aust} zwischen 2 und 3%. Das Ca/Mg-Verhältnis bewegt sich typisch zwischen 2 und 8 und unterscheidet sich damit kaum von den Pelit-reichen Waldoberböden. Ohne die durch Kalkung beeinflussten Oberböden betragen die mittleren Gesamtgehalte 680 mg Ca_{ges} /kg und 1600 mg Mg_{ges} /kg. Sie sind damit um ca. 30% bzw. 40% niedriger als bei hohem Pelitanteil. Es hat den Anschein, dass die langfristige Ca-Reserve wenig nachliefert, da nur 30-70% des Ca_{ges} in austauschbarer Bindung vorliegen.

Die Ergebnisse der Ammoniumnitrat-Extraktion weisen darauf hin, dass auch bei dieser Substratgruppe in den Waldoberböden bei pH-Werten >4 Ca_{aust} einen deutlich höheren Anteil am Kationenbelag als Al_{aust} besitzt. Bei tiefen pH-Werten und einer $KAK_{pot} < 10$ cmol/z/kg, stellt meist Al das quantitativ wichtigste austauschbare Kation dar.

Die lösslehmhaltigen bis -reichen Unterböden im Verbreitungsgebiet der Pelite besitzen durchschnittlich eine um etwa 30% geringere KAK_{pot} und eine weit geringere Basensättigung als jene mit niedrigem Lösslehmanteil. Mit 5-12 cmol/z/kg (Mittel: 7 cmol/z/kg) erreicht die gemessene KAK_{pot} in den lösslehmhaltigen bis -reichen Unterböden im Verbreitungsgebiet der Pelite nur 40-70%, die nach der Gleichung der AG Boden (1994) bei Illit-reichem Tonmineralbestand zu erwarten wäre. Diese Unterböden sind im Untersuchungsraum bei einem mittleren V-Wert von 7% fast ausnahmslos basenarm. Andeutungsweise steigt die Basensättigung mit der Tiefe wieder an. Überwiegend sind in diesen Unterböden <1 cmol/z/kg Ca_{aust} und <0,5 cmol/z/kg Mg_{aust} zu finden. Dies entspricht einem Ca_{aust} -Anteil an der KAK_{pot} von <1-9% bzw. einem Mg_{aust} -Anteil von <1-4%. Im Ammoniumnitrat-Extrakt wurde in der Regel eine höhere Al-Konzentration als die Summe aus Ca_{mob} und Mg_{mob} festgestellt.

In den lösslehmhaltigen bis -reichen Unterböden des Untersuchungsraums liegt der Gesamtgehalt mit durchschnittlich 380 mg Ca_{ges} /kg (150 bis 800 mg Ca_{ges} /kg) niedriger als in Waldoberböden, während beim Mg_{ges} keine signifikanten Unterschiede zu erkennen sind. Der austauschbare Anteil schwankt bei Ca zwischen 1-50% und bei Mg zwischen 0,2 und 2%. Eine Beziehung zum Gesamtgehalt ist dabei bei keinem dieser Erdalkalimetalle erkennbar.

In den wenigen Sandstein-reichen Waldoberböden des Untersuchungsraums wurde eine Kak_{pot} von 8 bis 11 cmol/z/kg gemessen. Die Basensättigung scheint in der Regel unter 20% zu liegen und sie werden daher als basenarm eingestuft. Die Kak_{pot} der ackerbaulich genutzten Böden dieser Substratgruppe befindet sich auf ähnlichem Niveau, allerdings ist die Basensättigung ungleich günstiger. Sofern

die Bodenreaktion bei pH 6 liegt, beträgt die Basensättigung um 80%. Bei höheren pH-Werten sind sie annähernd basengesättigt. Während K_{pot} und Basensättigung in den Waldoberböden vergleichbar mit Waldböden des Pfälzerwaldes scheint, ist die Situation in den Ackerböden des Untersuchungsraums etwas günstiger.

Die geringe räumliche Ausbreitung der basischen Magmatite im Untersuchungsraum verhindert eine gesicherte statistische Auswertung. Auffallend ist aber, dass in allen Ackerböden eine überdurchschnittlich hohe K_{pot} von 16-23 cmol/z/kg vorherrscht. Im Vergleich zu den anderen Ackerböden des Untersuchungsraums liegen auch die Ca_{ges} -Gehalte mit 5.000-18.000 mg/kg und Mg_{ges} -Gehalte 8.500-10.500 mg/kg ungewöhnlich hoch. Dies führt auch zu vergleichsweise hohen Mg_{aust} -Konzentrationen von 1,7-2,7 cmol/z/kg. Insbesondere die überdurchschnittlich gute Mg-Versorgung wurde auch in basischen Magmatiten des Westerwaldes beobachtet (HAUENSTEIN 2003). Die Basensättigung beträgt wie bei den übrigen Ackerböden um 90%.

Ein Einfluss des Mineralbodens auf die K_{pot} und die Zusammensetzung der austauschbaren Kationen ist in den Humusaufgaben der Waldböden erwartungsgemäß kaum feststellbar. Die flächenhaft vorgenommenen Bodenschutzkalkungen überdecken einen möglichen (geringen) Einfluss des Mineralbodens.

In den überwiegend geringmächtigen Humusaufgaben des Untersuchungsraums schwankt die K_{pot} zwischen 40 und 70 cmol/z/kg und die Basensättigung zwischen 50 und 90%. Ihre mittlere K_{pot} übersteigt mit 61 cmol/z/kg die K_{pot} der folgenden Waldoberböden durchschnittlich um etwa das 4- bis 5-fache. Der S-Wert ist generell weit höher als im Mineralboden, schwankt aber im weiten Bereich von 20 bis 60 cmol/z/kg. Je günstiger der Basengehalt im Mineralboden ist, umso geringer ist der Unterschied zur organischen Auflage. So liegt der mittlere S-Wert in der Humusaufgabe im Verbreitungsgebiet der Pelite um ca. das 9-fache (lösslehmarm, -frei) bis 13-fache (lösslehmhaltig, -reich) über den Gehalten des Waldoberbodens. Im Gebiet der sandsteinreichen Böden wurde sogar ein Faktor von etwa 40 festgestellt. Maßgeblich wird die Höhe des S-Wertes vom Gehalt an Ca_{aust} bestimmt. Im Mittel hat Ca_{aust} in der organischen Auflage einen Anteil am S-Wert von 80% (70-87%), während er beim Mg_{aust} bei 13% (8-25%) liegt. Der mittlere Gehalt an Ca_{aust} beträgt 34 cmol/z/kg (15-45 cmol/z/kg) und an Mg_{aust} 5 cmol/z/kg (2-14 cmol/z/kg). Wie schon beim S-Wert beschrieben, sind die Unterschiede zum folgenden Mineralbodenhorizont umso ausgeprägter, je geringer der Basengehalt im Mineralboden ist. Damit steigt zwar in Nährstoff-armen Böden die Bedeutung der Auflage als Nährstoffspeicher, allerdings darf ihre Bedeutung aufgrund der geringen Mächtigkeit nicht überschätzt werden.

Die organischen Auflagen enthalten im Untersuchungsraum durch die Bodenschutzkalkungen stark schwankende Gehalte an Erdalkalimetallen. Beim Ca_{ges} treten Gehalte von 3.000-20.000 mg Ca_{ges} /kg ($\bar{\text{O}}$ 8.800 mg Ca_{ges} /kg) und beim Mg_{ges} von 800-10.000 mg Mg_{ges} /kg ($\bar{\text{O}}$ 1.750 mg Mg_{ges} /kg) auf. Ca_{ges} überschreitet damit den Gesamtgehalt des Oberbodens um das 3- bis 40-fache ($\bar{\text{O}}$ 11-fach). Hingegen enthalten 60% der organischen Auflagen weniger Mg_{ges} als die folgenden Mineralbodenhorizonte.

Etwa 70% des Ca_{ges} liegt durchschnittlich in den organischen Auflagen in austauschbarer Form (34 cmol/z/kg) vor. Die gegenüber den Mineralböden hohen Gesamtgehalte und höhere Mobilität erklären den hohen Gehalt an Ca_{aust} . Da Mg in der Humusaufgabe erheblich labiler als im Mineralboden gebunden ist, erreicht das Mg_{aust} mit durchschnittlich 5,2 cmol/z/kg etwa 30% des Gesamtgehaltes. Dies ist im Gebiet der Pelite das 6- bis 9-fache des folgenden Mineralbodenhorizonts. In der organischen Auflage der sandsteinreichen Waldböden liegt der Mg_{aust} -Gehalt sogar etwa um das 19-fache über dem

Oberboden. Die weit höhere Mobilität ist trotz der höheren pH-Werte (siehe 4.1.2.) auf den Mangel an mineralischen Bindungsplätzen zurückzuführen.

Das Ca/Mg-Verhältnis des Gesamtgehaltes liegt in den organischen Auflagen des Untersuchungsraums zwischen 2 und 8. In natürlichem Dolomit, der für Bodenschutzkalkungen verwendet wird, beträgt das Ca/Mg-Verhältnis zwischen 1 und 3. Ähnliche Werte weisen gekalkte Humusaufgaben auf, in denen der Dolomit noch nicht vollständig gelöst ist. Es hat den Anschein, dass bei Lösung des Dolomits, Mg rascher vertikal verlagert bzw. von den Pflanzen aufgenommen wird als Ca, da mit sinkendem Gesamtgehalt der relative Mg_{ges} -Anteil sinkt. In carbonathaltigen Humusaufgaben liegt der Ca_{aust} -Anteil am Gesamtgehalt bei etwa 15-25%, während er in carbonatfreien Horizonten in der Regel auf weit über 50% (Mittel 68%) ansteigt.

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

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 gebracht, 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.

Die Oberböden Pelit-reicher Substrate weisen unter Wald einen mittleren pflanzenverfügbaren Gehalt von 21 mg $K_2O/100g$ (13-32 mg/100g) und 4 mg $P_2O_5/100g$ (2-9 mg/100g) auf. Sie sind damit die Waldböden im Untersuchungsraum mit der günstigsten Kalium- und Phosphat-Versorgung. Bei den untersuchten Waldböden handelt es sich fast ausnahmslos um Laubwaldstandorte, die meist eine etwas günstigere Nährstoffausstattung aufweisen als die Oberböden der Misch- und vor allem die der Nadelwälder. Substratunabhängig liegt die mittlere K_{lakt} -Versorgung in Oberböden rheinland-pfälzischer Laubwälder bei 13 mg $K_2O/100g$, die P_{lakt} -Versorgung bei 5 mg $P_2O_5/100g$. Dies zeigt, dass die K_{lakt} -Versorgung der Pelit-reichen Waldböden überdurchschnittlich ist, während beim Phosphat weder im Mittelwert noch in der Schwankungsbreite signifikante Substratunterschiede bestehen.

Tab. 24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	25,0	32,1	40,2	46,0	46,3
Oberboden, Wald	12	2,3	3,9	6,2	11,7	8,8
Oberboden, Acker	45	13,2	18,3	29,9	36,7	50,1
Oberboden, Grünland	19	3,4	6,5	15,6	23,3	26,0
Unterboden	28	<0,1	0,5	1,2	4,9	2,6
Untergrund	33	0,2	0,9	3,0	6,1	6,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium			Angaben in mg K_2O / 100g			
Auflage, Wald	8	81,0	90,3	141,4	178,0	179,9
Oberboden, Wald	9	13,2	21,2	27,0	31,5	33,7
Oberboden, Acker	35	31,4	37,9	42,0	58,0	54,9
Oberboden, Grünland	17	9,4	16,2	22,2	32,7	33,7
Unterboden	11	4,8	7,3	12,2	14,5	15,5
Untergrund	31	9,2	11,1	15,4	31,1	21,6
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium			Angaben in mg/kg			
Auflage, Wald	9	651	918	985	1051	1057
Oberboden, Wald	12	108	160	266	391	448
Oberboden, Acker	43	107	146	206	364	252
Oberboden, Grünland	18	158	173	202	261	216
Unterboden	28	131	343	563	823	910
Untergrund	45	110	207	474	686	966
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat			Angaben in mg P_2O_5 / 100g			
Oberboden, Wald	10	1,7	2,6	6,2	8,4	9,3
Oberboden, Acker	16	11,3	19,9	27,4	32,8	42,5
Unterboden	13	1,0	1,2	2,5	3,0	3,0
Untergrund	17	0,3	0,6	1,4	2,1	2,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium			Angaben in mg K_2O / 100g			
Oberboden, Wald	10	12,4	14,4	18,0	20,6	22,2
Oberboden, Acker	16	26,5	33,9	39,8	48,2	57,0
Unterboden	13	6,6	9,6	13,3	21,9	20,7
Untergrund	17	4,1	7,7	10,4	24,7	12,4
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium			Angaben in mg/kg			
Oberboden, Wald	10	84	196	431	490	512
Oberboden, Acker	16	96	124	153	184	231
Unterboden	15	142	240	363	531	615
Untergrund	18	55	146	468	572	606

Im Verbreitungsgebiet der Pelite führt ein steigender Sandstein- und/oder Lösslehm-Anteil zu sinkenden K_{lakt} -Gehalten. Sind diese Komponenten in nennenswerten Anteilen vorhanden, nimmt in den Waldoberböden der mittlere K_{lakt} -Gehalt auf 13 bzw. 14 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (9-24 mg/100g) ab. Bei der P_{lakt} -Konzentration bestehen mit 3 bzw. 4 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (2-9 mg/100g) hingegen keine Unterschiede.

Tab. 25 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]						
						<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	19	24,8	37,7	45,2	76,6	67,7
Oberboden, Wald	19	2,3	3,0	4,2	14,1	5,4
Oberboden, Acker	11	13,1	15,2	26,8	41,3	28,5
Unterboden	27	0,2	0,5	1,5	10,9	1,7
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	17	62,2	81,0	104,2	141,2	141,5
Oberboden, Wald	17	8,9	13,0	15,5	23,8	25,3
Oberboden, Acker	10	19,3	27,8	33,1	38,5	42,9
Unterboden	24	3,9	5,5	11,9	82,6	14,4
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	17	530	773	1321	1848	2168
Oberboden, Wald	19	48	54	154	464	301
Oberboden, Acker	11	103	127	165	237	189
Unterboden	25	10	35	106	155	195
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	3,3	11,2	17,2	24,3	34,1
Oberboden, Wald	10	2,2	3,5	4,3	15,6	4,3
Unterboden	13	0,4	0,7	1,4	1,7	2,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	9,7	14,5	34,5	120,5	42,0
Oberboden, Wald	10	8,5	13,2	14,5	16,0	17,4
Unterboden	13	4,0	5,6	9,1	51,0	14,4
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	48	78	114	249	177
Oberboden, Wald	10	25	48	50	197	73
Unterboden	12	11	23	82	172	145

Der mittlere verfügbare Mg-Gehalt beträgt in Pelit-reichen Waldoberböden 160 mg/kg (60-450 mg/kg). Von den im Untersuchungsgebiet flächenhaft bedeutsamen Substraten ist dies nicht nur der höchste Mittelwert, sondern auch doppelt so viel wie bislang durchschnittlich in Oberböden rheinland-pfälzischer Laubwälder gefunden wurde. Anders als beim K_{lakt} führt ein höherer Sandsteinanteil nicht zum Sinken der Mg_{mob} -Versorgung. Hingegen besitzen Waldböden mit mittlerem bis hohem Lösslehmanteil auffallend niedrige Mg_{mob} -Gehalte. Sie enthalten im Mittel nur 54 mg Mg_{mob} /kg. Die Werte schwanken allerdings in einem weiten Bereich, da Bodenschutzkalkungen die Mg-Versorgung des Oberbodens insbesondere bei geringmächtigen Humusaufgaben beeinflussen können. Vereinzelt traten Werte über 300 mg Mg_{mob} /kg auf. Sie waren immer verbunden mit hohen Gesamt- und Mobilgehalten in der Humusaufgabe. Ohne Bodenschutzkalkungen dürfte aber in den lösslehmhaltigen bis -reichen Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite eher eine mäßige Mg-Versorgung vorherrschen.

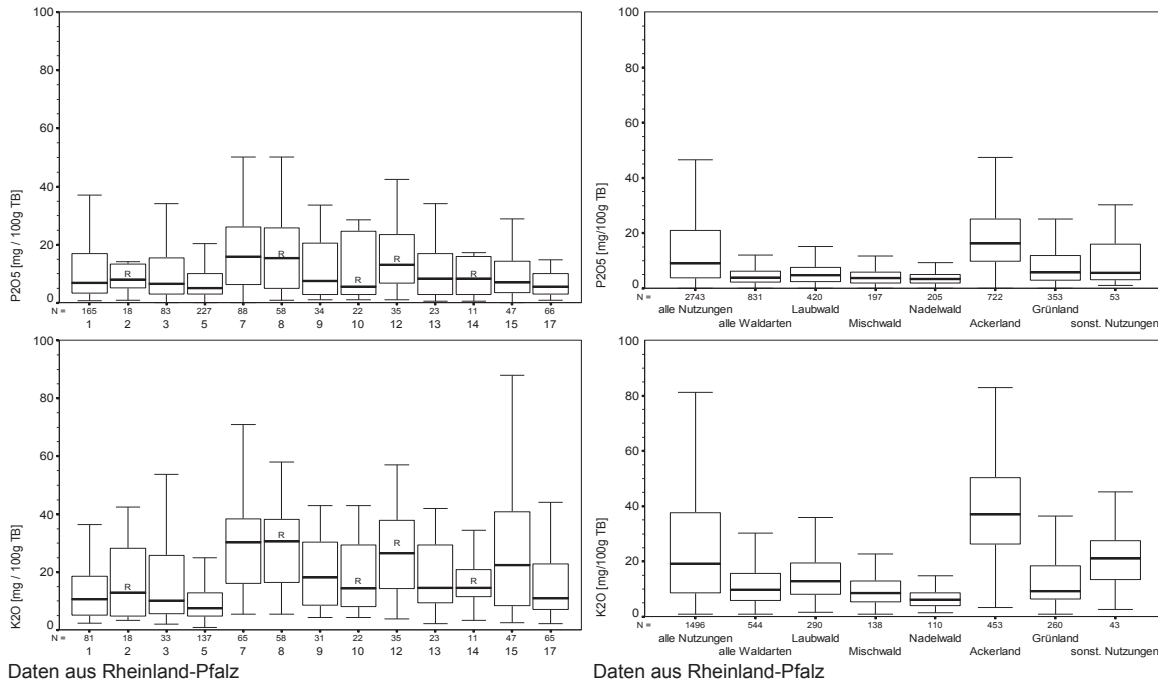


Abb. 21 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Unter dem Vorbehalt einer statistisch sehr ungünstigen Fallzahl wird die ungünstigste Nährstoffversorgung in den im Untersuchungsraum gering verbreiteten Sandstein-reichen Waldböden zu erwarten sein. Die Gehalte schwanken zwischen 5 und 10 mg $K_2O/100g$ und zwischen 11 und 85 mg Mg_{mob}/kg .

Unterhalb der durchschnittlich nur 8 cm mächtigen Waldoberböden sinken die Nährstoffgehalte allgemein erheblich ab. Im Verbreitungsgebiet der Pelite sind in den Unterböden der Wälder durchschnittlich nur 0,5 mg $P_{2O_5}/100g$ (0,2-2 mg/100g) vorhanden. Hierbei ist es gleich, ob es sich um Pelit-reiche Substrate handelt oder ob weitere Komponenten wie Lösslehm und/oder Sandsteine beigemischt sind. Auch beim K_{lakt} sind in den Waldunterböden keine signifikanten Substratunterschiede zu erkennen. Im Mittel enthalten sie 4 mg $K_2O/100g$ (2-10 mg/100g). Die Mg-Versorgung ist im Unterboden ungünstig. In den Pelit-reichen Waldunterböden sind durchschnittlich 19 mg/kg zu finden. Bei mittlerem bis hohem Lösslehm-Anteil sinkt dieser Wert nochmals um etwa die Hälfte. In größerer Tiefe können in den Pelit-reichen Untergrundhorizonten die Nährstoffgehalte insbesondere die Mg_{mob} -Gehalte wieder deutlich ansteigen. Charakteristische Werte sind nicht zu nennen, da die Gehalte in Abhängigkeit von Verwitterungszustand und Mineralbestand mit 12 bis 820 mg Mg_{mob}/kg äußerst stark schwanken. Intensiv verwitterte Pelite, die vornehmlich auf den Hochflächen auftreten, weisen allgemein eine weit ungünstigere Nährstoffversorgung auf als die nur geringverbreiteten Böden, die im Unterboden und -grund frische Pelite mit geringen Gehalten an Sekundärcarbonaten besitzen. Tendenziell nimmt die P_{lakt} - und K_{lakt} -Versorgung in den tiefen Bodenhorizonten ebenfalls wieder leicht zu.

Gegenüber dem Mineralboden ist das pflanzenverfügbare K und P in den geringmächtigen Humusauf-lagen der Laubwälder immer deutlich angereichert. Dass der Mineralboden den Nährstoffgehalt der organischen Auflage spürbar beeinflusst, ist bei den Substraten des Untersuchungsraums nicht zu erkennen. In den Auflagenhorizonten des Untersuchungsraums wurde eine mittlere P_{lakt} -Versorgung von 32 mg $P_{2O_5}/100g$ (15-48 mg/100g) festgestellt. Die mittleren K_{lakt} -Gehalte betragen 87 mg $K_2O/100g$

(50-170 mg/100g). Während die P_{lakt} -Werte etwas unter dem Landesdurchschnitt liegen, entsprechen die K-Gehalte den mittleren Gehalten von Laubwald-Auflagen. Gegenüber dem folgenden Waldoberboden liegt der P_{lakt} -Gehalt damit um Faktor 2-25, der K_{lakt} -Gehalt um Faktor 3-15 höher.

Da die Humusaufgaben insbesondere im Laubwald nur eine geringe Mächtigkeit besitzen, erhöht sich die Nährstoffreserve des gesamten durchwurzelten Bodenraums jedoch nicht erheblich. Allerdings wächst die Bedeutung der (geringmächtigen) organischen Auflage als Nährstoffspeicher mit sinkender Nährstoffversorgung des Mineralbodens.

In den Humusaufgaben sind im Untersuchungsraum im Mittel 730 mg Mg_{mob} /kg (350-1930 mg/kg) zu finden. Im Verbreitungsgebiet der Pelite weisen die organischen Auflagen der Pelit-reichen Substrate bei einer geringeren Schwankungsbreite etwas höhere Gehalte als die Standorte mit höherem Lösslehm-Anteil auf. Aufgrund geringer Fallzahlen und den erheblichen Einfluss der Bodenschutzkalkungen bleibt es dennoch unsicher, ob tatsächlich eine Substratabhängigkeit besteht. Die Ergebnisse decken sich aber mit Daten aus anderen Landesteilen. Im Mittel überschreitet der Mg_{mob} -Gehalt den des Mineralbodens um das 6 bis 8-fache. Hohe Mobilgehalte sind in der Regel gebunden an ebenfalls hohe Gesamtgehalte. Im Mittel liegen etwa 35% des Gesamtgehaltes in mobilen Bindungsformen vor.

Zur Bewertung der festgestellten Nährstoffgehalte können die für landwirtschaftlich genutzte Böden bestehenden Schwellenwerte nicht auf Waldböden übertragen werden. Sicherlich genügen aber in der Regel die festgestellten K_{lakt} - und Mg_{mob} -Gehalte in den Waldböden des Untersuchungsraums dem Nährstoffanspruch der Waldvegetation. Ob die Waldböden hingegen ausreichend mit Phosphor versorgt sind, kann in diesem Bericht nicht beurteilt werden.

P- und K-Düngung überdeckt in Ackerböden erwartungsgemäß substratbedingte Unterschiede. Andeutungsweise weisen die Pelit-reichen Substrate und die nur kleinräumig vorkommenden Ackerböden der basischen Magmatite die günstigste K_{lakt} -Versorgung auf. Substratunabhängig enthalten die Ackerböden im Untersuchungsraum im Mittel 35 mg K_2O /100g (26-49 mg/100g) und 18 mg P_2O_5 /100g (13-37 mg/100g). Bei den vorherrschenden Bodenarten ist bei Werten ≥ 15 mg K_2O /100g und 15 mg P_2O_5 /100g eine optimale Versorgung der Nutzpflanzen gewährleistet (KUNTZE et al 1988, AMBERGER 1996). In etwa 7% der Fälle herrscht ein schwacher K-Mangel, während bei etwa einem Viertel der Ackerböden mit einem Gehalt ≥ 40 mg K_2O /100g ein schwacher Überschuss festgestellt wurde, so dass bei diesen Böden ein zeitweises Aussetzen der K-Düngung zu empfehlen ist.

Etwa 6% der Ackerstandorte im Untersuchungsraum weisen mit einem Gehalt von < 7 mg P_2O_5 /100g einen starken Phosphormangel auf. Es sind Standorte, die zudem überwiegend eine schwache K-Versorgung besitzen. Bei ihnen ist zur Ertragssteigerung eine Düngung zu empfehlen. Eine mindestens optimale P-Versorgung besitzen $\frac{3}{4}$ der Ackerböden. In 8% der Fälle wurde mit Gehalten von knapp über 60 mg P_2O_5 /100g sogar ein Überschuss festgestellt. Sowohl Mangel als auch Überschuss können in allen Substraten auftreten.

Nach FINCK (1976) sollte für eine optimale Versorgung der verfügbare Mg-Gehalt in lehmigen Ackerböden mind. 70 mg/kg betragen. Substratunabhängig enthalten sie im Untersuchungsraum durchschnittlich 118 mg Mg_{mob} /kg. Bei diesem Nährstoff besteht ein eindeutiger Substratbezug. Ackerböden, die keine optimale Mg-Versorgung aufweisen, sind in Substraten entwickelt, die einen erheblichen Anteil an Sandsteinen besitzen. Eine gute bis sehr gute Mg-Versorgung weisen hingegen die Ackerböden mit hohem Pelit-Anteil auf. Im Mittel liegt der pflanzenverfügbare Gehalt bei 138 mg Mg_{mob} /kg. An keinem Standort lag ein Mangel vor.

Die nur gering verbreiteten Ackerböden der basischen Magmatite besitzen ausnahmslos $>250 \text{ mg Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ und sind damit ausgezeichnet mit Mg versorgt. Dass Böden dieser Substratgruppe von Natur aus eine sehr gute Mg-Versorgung besitzen, wurde auch in anderen Landesteilen festgestellt.

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass den ackerbaulich genutzten Böden überwiegend ausreichend Kalium und Phosphat zur Verfügung stehen. Da aber ein Mangel an diesen Nährstoffen auf allen Substraten auftreten kann, ist eine routinemäßige Kontrolle der Nährstoffversorgung sinnvoll. Beim Mg scheint das natürliche Mg-Angebot in der Regel ausreichend zu sein, so dass eine Mg-Düngung meist nicht erforderlich ist. Lediglich in den Sandstein-reichen Ackerböden kann eine gezielte Mg-Düngung ratsam sein.

Bei mittleren Konzentrationen von $14 \text{ mg K}_2\text{O}/100\text{g}$ (3-35) und $8 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (1-19) ist die Nährstoffversorgung der Grünlandoberböden im Untersuchungsraum etwa um die Hälfte niedriger als in den Ackerböden. Etwa ein Viertel der untersuchten Grünlandböden weisen einen K_{lakt} -Gehalt von weniger als $7 \text{ mg K}_2\text{O}/100\text{g}$ auf. Fast die Hälfte dieser Böden enthalten weniger als $7 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$. Zwar besteht insbesondere bei Weidewirtschaft ein geringerer Nährstoffanspruch als beim Ackerbau, dennoch ist häufig von einer nur mittleren bis geringen Versorgung auszugehen. Insbesondere für Mähwiesen, die einen ähnlichen Nährstoffbedarf wie Hackfrüchte besitzen, sollte für eine optimale Versorgung der pflanzenverfügbare Gehalt über $7 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ liegen.

Die verfügbaren Mg-Gehalte sind den Grünlandoberböden des Untersuchungsraums mit durchschnittlich 176 mg/kg (80-350) erwartungsgemäß höher als in Ackerböden. In der Landwirtschaft werden gezielt Mg-Dünger zur Vermeidung der Weidetetanie, einer Mg-Mangelercheinung bei Weidetieren, eingesetzt. Zur Vorbeugung dieses Mangels sollte nach AMBERGER (1996) der verfügbare Mg-Gehalt $>150 \text{ mg/kg}$ betragen. Diesen Schwellenwert unterschreiten ca. 30% der untersuchten Grünlandoberböden. Auch hier sind es die Sandstein-haltigen bis -reichen Böden, die überproportional häufig eine mangelhafte Versorgung besitzen. Allerdings wurde dies vereinzelt auch bei Pelit-reichen Substraten beobachtet. In über 10% der Fälle enthalten die Grünlandböden mehr als $300 \text{ mg Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um feuchte Auen- und Solumsedimente der Tiefenbereiche, die vermutlich schon über einen langen Zeitraum als Grünland genutzt werden.

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. 26), besitzen diese Spurenelemente keine negativen Wirkungen auf die Umwelt. Einige dieser Elemente gehören zu den essentiellen oder nützlichen Spuren-(Mikro-)Nährstoffen für Pflanzen und/oder Tiere. Hier sind vor allem Kupfer und Zink zu nennen. Cadmium, Quecksilber und Blei zählen zu den entbehrlichen Elementen, d.h. sie gelangen in den Biokreislauf, ohne für Pflanzen und Tiere nützliche Funktionen zu besitzen. Solange die Gehalte im natürlichen Bereich liegen, hat die Natur während der Evolution eine gewisse Toleranz gegenüber diesen potentiell

Tab. 26 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden
(Angaben in mg/kg TB) (nach KUNTZE et al. 1988 und BLUME 1990)

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

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

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

*** aus KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984

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 Industrie und Müllverbrennung stärker punktuelle, lokale Kontaminationen hervorgerufen. Neben atmosphärischen Immissionen gelangen Schadstoffe auch direkt in die Böden. Hier sind vor allem die Aufbringung von Klärschlamm, Dünge- und Spritzmitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Gartenböden sowie die Belastung von Auenböden durch Ablagerung von Schwebstoffen mit erhöhten Schadstoffgehalten zu nennen.

Die Bewertung der Bodeninhaltsstoffe hinsichtlich gesetzlicher Regeln erfolgt nicht mehr wie in den vorangegangenen Bodenzustandsberichten in gesonderten Kapiteln, sondern in den Beiträgen zu den einzelnen untersuchten Stoffen (4.2.ff).

Das Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) wurde 1998 verabschiedet. Ein Jahr später folgte das untergesetzliche Regelwerk, die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999), in der die Umsetzung des BBodSchG festgelegt ist. Damit steht erstmals ein bundesweit geltendes Gesetz bzw. eine Verordnung zum Schutz des Bodens zur Verfügung. Die BBodSchV legt neben den Anforderungen an das gesamte Untersuchungsverfahren (Probennahme, Analyseverfahren, 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

Tab. 27 Vorsorgewerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 2 Satz 1)
(in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

Bodenart	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Ton	100	1,5	100	60	70	1,0	200
	pH <5 70	pH <6 1,0			pH <6 50		pH <6 150
Lehm/Schluff/ stark schluffiger Sand	70	1,0	60	40	50	0,5	150
	pH <5 40	pH <6 0,4			pH <6 15		pH <6 60
Sand	40	0,4	30	20	15	0,1	60
Böden mit naturbedingt und großflächig sied- lungsbedingt 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.

für Metalle berücksichtigen in einen gewissen Maß durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion die geogenen Grundgehalte bzw. die elementspezifische Mobilität (siehe Tab. 27). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldoberböden häufig nur eingeschränkt 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-pfälzischen Landesamt für Umwelt, 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 Wirkungspfade und wurden nutzungsdifferenziert abgeleitet. Werden die in Tab. 28 aufgeführten Werte überschritten, ist eine einzel-fallbezogene Prüfung durchzuführen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

Tab. 28 Prüfwerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1)
(Wirkungspfad Boden-Mensch) (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

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

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

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.

Nach der AbfKlärV ist das Aufbringen von Klärschlamm nur auf Ackerböden zulässig, sofern es sich nicht um Gemüse- und Obstanbauflächen handelt. Bei anderen Bodennutzungsformen ist die Applikation von Klärschlamm verboten. Neben diesen grundsätzlichen Einschränkungen enthält die AbfKlärV (1992) weitere Aufbringungsverbote und Beschränkungen.

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

Element	Grenzwert in mg/kg	< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ
		Anzahl	%	Anzahl	%	
Arsen	20 [*]	56	79	15	21	71
Blei	100	71	100	0	0	71
Cadmium	1,0	37	97	1	3	38
	1,5	33	100	0	0	33
Chrom	100	70	99	1	1	71
Kupfer	60	71	100	0	0	71
Nickel	50	66	93	5	7	71
Quecksilber	1	68	96	3	4	71
Zink	150	38	100	0	0	38
	200	32	97	1	3	33

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

Die im Untersuchungsraum großräumig vorkommenden pelitreichen Substrate lassen überdurchschnittliche Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; As_{ges}) erwarten, da Tonsteine und Schiefer zu den Gesteinen mit hohen lithogenen Arsen-Gehalten zählen. Die mittleren lithogenen Grundgehalte in Schiefer und Tonen werden mit 7-13 mg/kg angegeben (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Mit steigendem Kohlenstoff-Gehalt kann der Arsen-Gehalt weiter deutlich zunehmen. Im Untersuchungsraum kommen in bodenbildenden Substraten örtlich Schwarzpelite vor, die relativ Kohlenstoff-reich sind. Bituminöse Substanzen, die im Bereich der Hg-Lagerstätten theoretisch auftreten (siehe 2.) und sehr hohe As-Gehalte aufweisen können, wurden in den untersuchten Böden allerdings nicht angetroffen. Die hohen As-Gehalte im Bereich der Quecksilbervererzungen dürften dagegen vorrangig auf die Anwesenheit von (Misch-)Fahlerzen zurückzuführen sein, da Arsen in diesen Mineralen eines der Hauptelemente ist. In grobkörnigeren Sedimentgesteinen und basischen Magmatiten nehmen hingegen die Arsen-Gehalte üblicherweise deutlich ab.

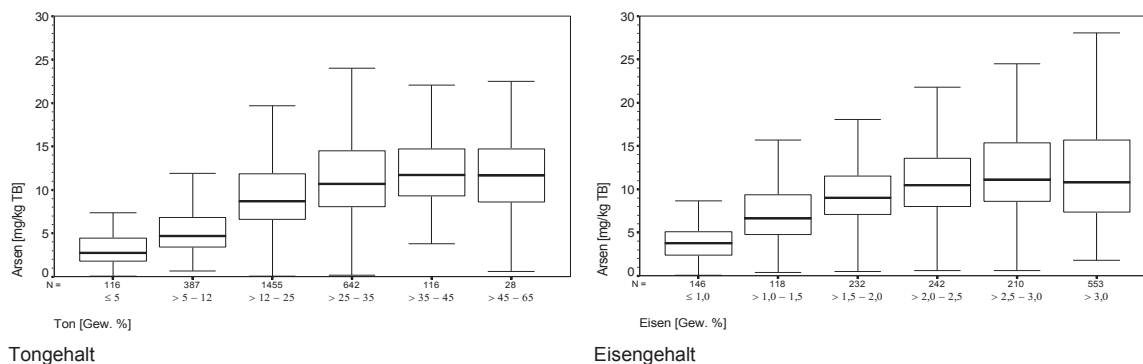


Abb. 22 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

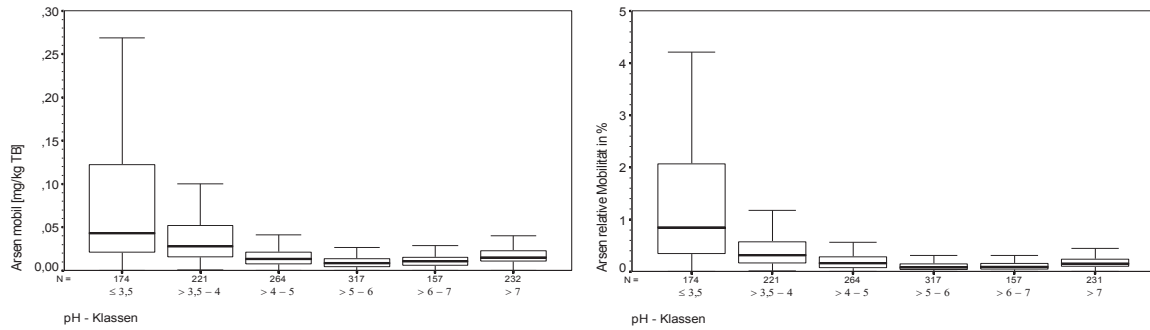


Abb. 23 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Für bodenbildende Substrate, die aus sedimentären Locker- und Festgesteinen zusammengesetzt sind, gilt allgemein, dass mit zunehmenden Ton- und Eisengehalten auch das As_{ges} ansteigt (siehe Abb. 22). Bei typischen Tongehalten von 15 bis 40 Gew.% sind großflächig 8-12 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ zu erwarten. Der charakteristische Eisengehalt der Pelit-reichen Substrate liegt zwischen 3 und 4 Gew.%. Mit steigendem Lösslehmgehalt sinkt er im Mittel auf 2,5 Gew.% ab. Auch von daher sind ähnliche Konzentrationen zu erwarten. Da diese Erwartungswerte in den Böden des Untersuchungsraums überschritten werden, überprägen offensichtlich weitere Größen wie die Mineralzusammensetzung die üblichen statistischen Zusammenhänge.

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 Waldoberböden typisch sind, zu erwarten (siehe Abb. 23).

Die As_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Substraten des Untersuchungsraums sind im Vergleich mit anderen Substraten überdurchschnittlich hoch, wobei sich lösslehmarme und -reiche Böden hinsichtlich der mittleren Konzentration kaum unterscheiden. Ebenfalls führt eine unterschiedliche Bodennutzung nicht zu signifikanten Unterschieden im Gesamtgehalt. As_{ges} -Gehalte von >15 mg/kg wurden in mehr als der Hälfte der Oberböden gefunden. Diese treten gehäuft in einem Streifen auf, der von Südwesten nach Nordosten diagonal durch das Untersuchungsgebiet zieht. Dies entspricht dem Streifen der Pfälzer-Haupt-Sattel-Zone (siehe 2). Konzentrationen von >50 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ sind vor allem in Böden um den Stahlberg zu finden (siehe auch Kartenanlage).

Etwa die Hälfte der Proben aus diesem Projekt stammen aus Pelit-reichen Substraten (Flächenanteil 67%). In diesen Oberböden liegt der Mittelwert bei 17 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ bei einer typischen Schwankungsbreite von 13 bis 30 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Dies trifft weitgehend auch auf jene Substrate zu, die neben Pelite auch bedeutsame Anteile an Lösslehm und/oder Sandstein besitzen. In diesen Substratgruppen finden sich jedoch insbesondere unter Wald eine höhere Anzahl an Ausreißer, da sie häufiger im Gebiet des Stahlbergs vorkommen.

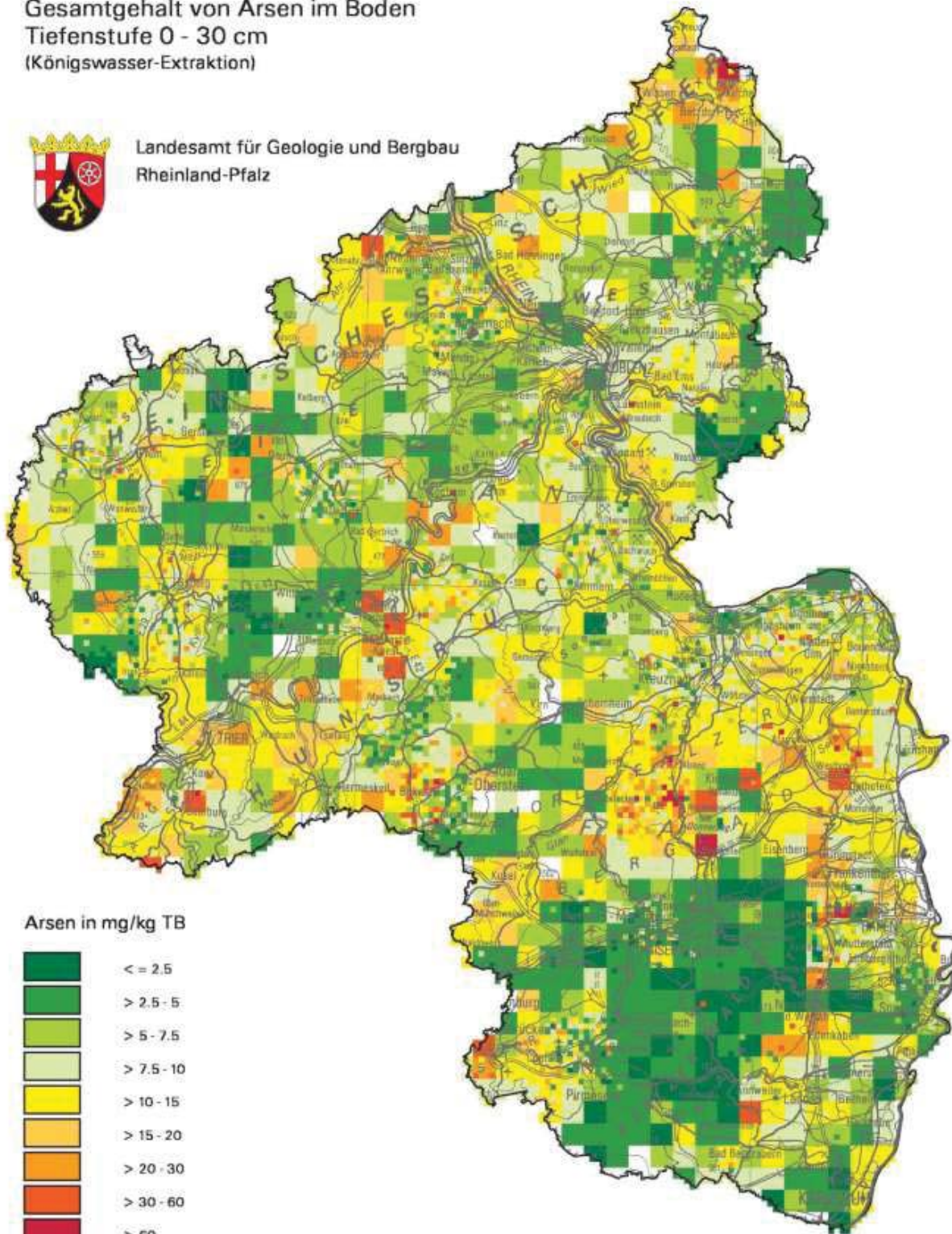
In den Waldböden des Untersuchungsraums sind die niedrigsten As_{ges} -Gehalte im gesamten Bodenprofil mit durchschnittlich 6 mg $\text{As}_{\text{ges}}/\text{kg}$ in den Humusaufgaben zu finden, was etwa 10-50% des folgenden Mineralbodenhorizonts entspricht. Wie in Tab. 30 ersichtlich liegt der Mittelwert in den organischen Auflagen im Bearbeitungsgebiet damit ca. 50% höher als für die Gesamtheit der Pelit-haltigen Substrate. Sie enthalten jedoch immer weniger As_{ges} als die folgenden Oberböden. Konzentrationen

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

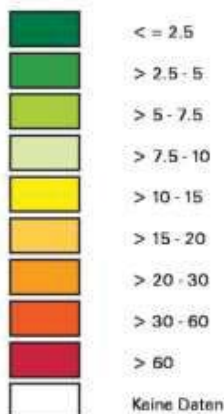
Gesamtgehalt von Arsen im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

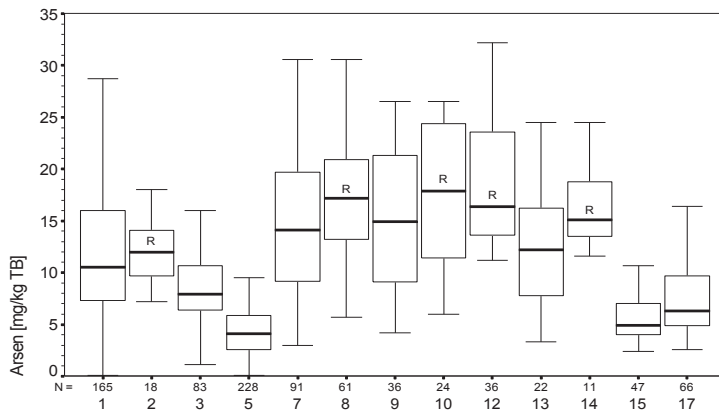


Abb. 24
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Arsen im Oberboden
(nutzungsunabhängig)

(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

>14 mg As_{ges}/kg (Ausreißergrenze) treten in ca. 10% der Fälle auf. Sie stehen immer mit sehr hohen Gehalten im Mineralboden in Verbindung. Sicherlich gelangt As kaum aus atmosphärischen Einträgen in die Humusaufgabe. Diese Schicht besteht nicht ausschließlich aus organischer Substanz, sondern sie enthält auch einen gewissen Anteil eingemischter mineralischer Komponenten. Typischerweise ist in der

Tab. 30 Arsen in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (3-4)/LO;Lp(0-1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	3	4	6	26	6
Oberboden, Wald	15	10	14	26	48	48
Oberboden, Acker	45	9	14	18	21	31
Oberboden, Grünland	19	12	16	23	45	38
Unterboden	38	7	15	21	32	40
Untergrund	53	6	10	17	23	24
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	9	0,011	0,014	0,039	0,095	0,045
Oberboden, Acker	34	0,005	0,008	0,015	0,021	0,024
Oberboden, Grünland	17	0,010	0,014	0,017	0,032	0,024
Unterboden	11	0,006	0,013	0,021	0,052	0,026
Untergrund	33	0,004	0,013	0,019	0,054	0,024
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei						
pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	13	21	23	29	32
Oberboden, Acker	16	14	15	25	60	32
Unterboden	17	8	11	14	24	14
Untergrund	19	7	15	29	37	39
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	0,011	0,015	0,025	0,042	0,026
Oberboden, Acker	16	0,004	0,009	0,012	0,012	0,014
Unterboden	14	0,003	0,011	0,014	0,019	0,029
Untergrund	17	0,005	0,012	0,030	0,061	0,064

organischen Auflage mit einem mineralischen Anteil von 10-40 Gew.% zu rechnen. Liegen die Gehalte in der organischen Auflage über der Ausreißergrenze, wurden in den folgenden Oberböden immer sehr hohe Gehalte von >100 mg As_{ges}/kg festgestellt.

Entgegengesetzt zum Gesamtgehalt werden die höchsten Mobilgehalte in den Waldböden mit durchschnittlich 0,05 mg As_{mob}/kg (0,03-0,1 mg As_{mob}/kg) trotz deutlich höherer pH-Werte als im Oberboden in den Humusaufgaben angetroffen. Typischerweise liegen 0,4-2% (Mittel 0,8%) des Gesamtgehaltes in mobiler Form vor, womit die relative Mobilität in der organischen Auflage die der Pelit-haltigen Mineralböden etwa um das 6 bis 10-fache übersteigt. Dies ist auch in anderen Landesteilen zu beobachten und wird auf die geringere Affinität des As auf organische Bindungsformen zurückgeführt. In den As_{ges}-reicheren Humusaufgaben ist der mobile Anteil zwar ebenfalls überdurchschnittlich, jedoch ist der relative Anteil meist vergleichsweise gering, d.h. das As ist dort weniger verfügbar. Die niedrigsten As_{ges}-Konzentrationen und die höchsten As_{mob}-Gehalte sind in den Waldböden in der Regel daher in der organischen Auflage zu finden.

Der mittlere As_{ges}-Gehalt in den Waldoberböden des Untersuchungsraums entspricht etwa dem der landwirtschaftlich genutzten Böden, allerdings sind insbesondere im Gebiet des Stahlbergs örtlich äußerst hohe Konzentrationen von bis zu 277 mg As_{ges}/kg festzustellen. Derart hohe Gehalte sind in allen dort vorkommenden Substraten anzutreffen. Sie stehen mit Sicherheit in Verbindung zu den dort vorkommenden Vererzungen bzw. der historischen Gewinnung dieser Erze, da in ihnen meist auch der

Tab. 30 Arsen in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	19	2	4	7	13	14
Oberboden, Wald	21	10	13	21	73	26
Oberboden, Acker	11	7	14	17	31	18
Unterboden	32	9	12	22	76	37
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,027	0,047	0,087	0,147	0,157
Oberboden, Wald	17	0,006	0,020	0,035	0,049	0,067
Oberboden, Acker	9	0,004	0,008	0,013	0,019	0,021
Unterboden	22	0,002	0,008	0,022	0,051	0,048
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	7	12	17	21	25
Oberboden, Wald	10	6	12	14	52	18
Unterboden	12	7	12	20	48	25
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,006	0,011	0,046	0,064	0,067
Oberboden, Wald	10	0,008	0,041	0,060	0,094	0,122
Unterboden	13	0,005	0,010	0,033	0,058	0,062

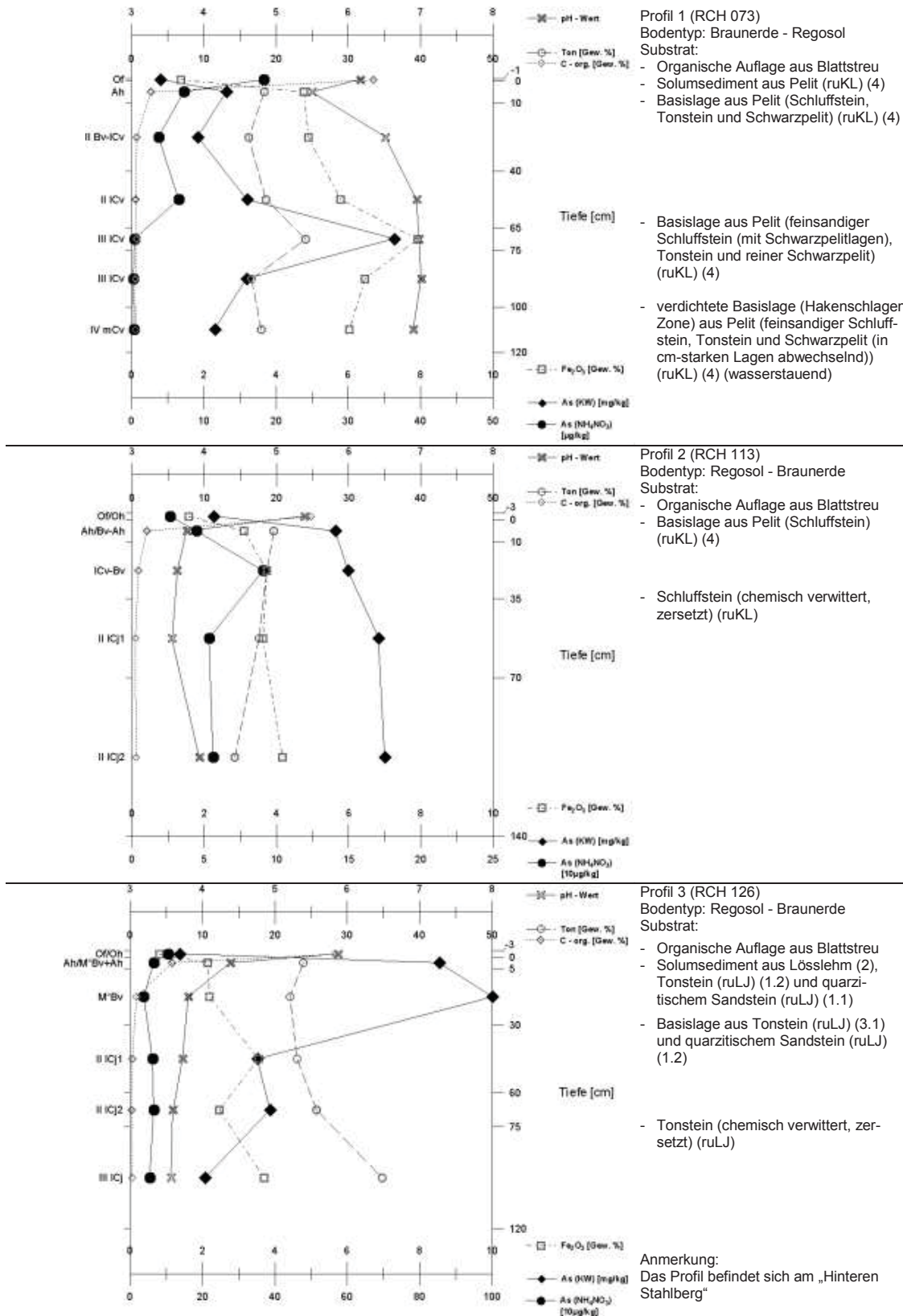
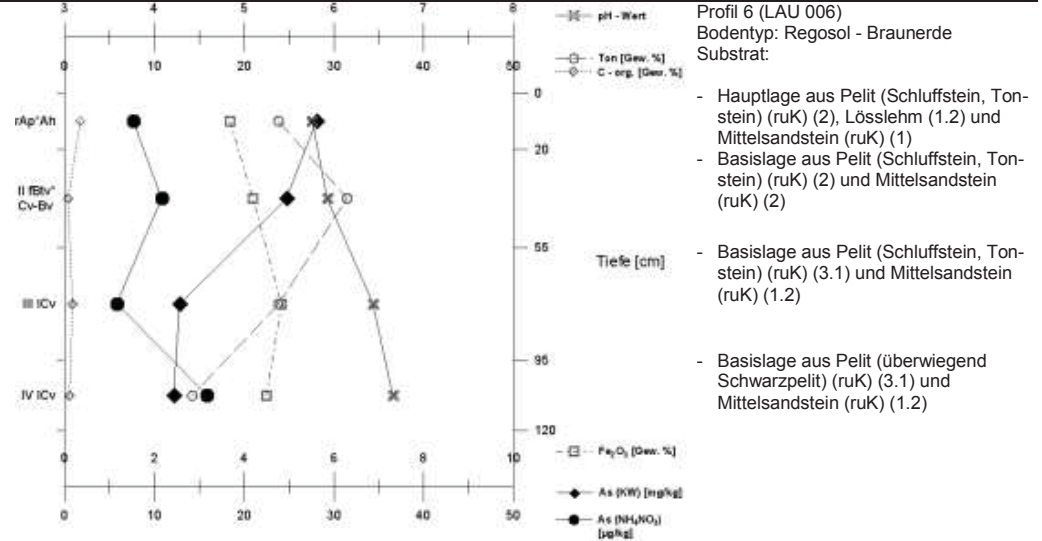
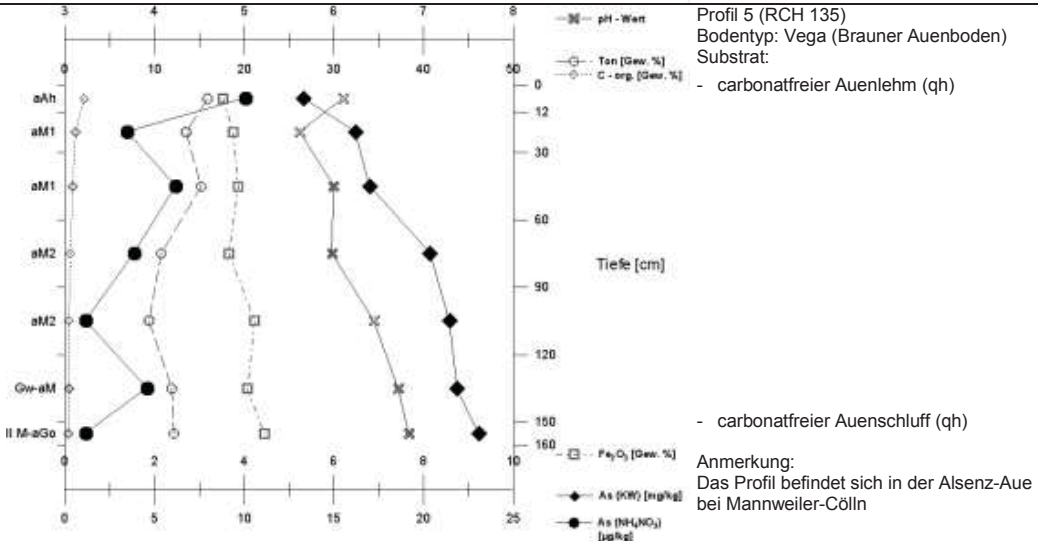
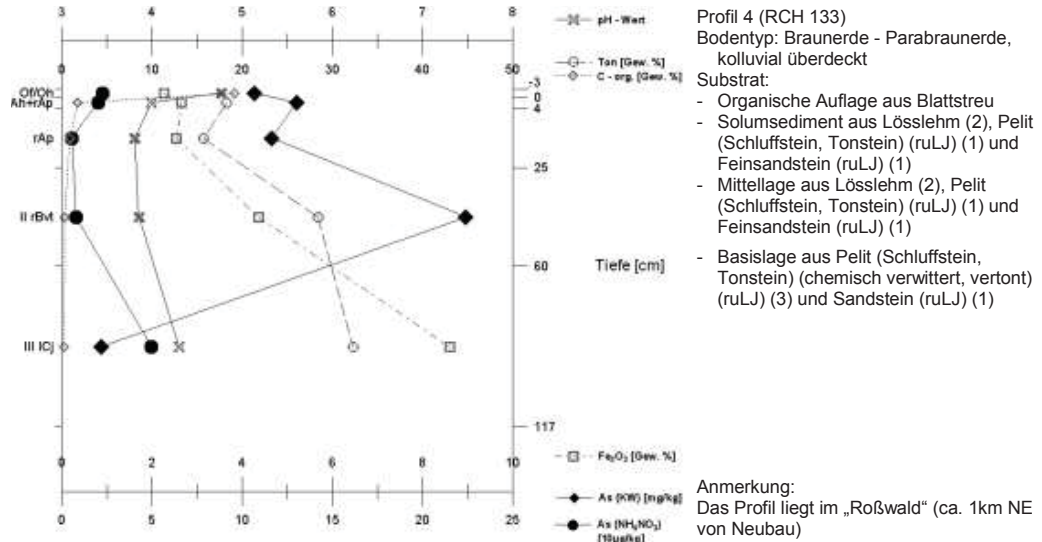


Abb. 25 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 25 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich

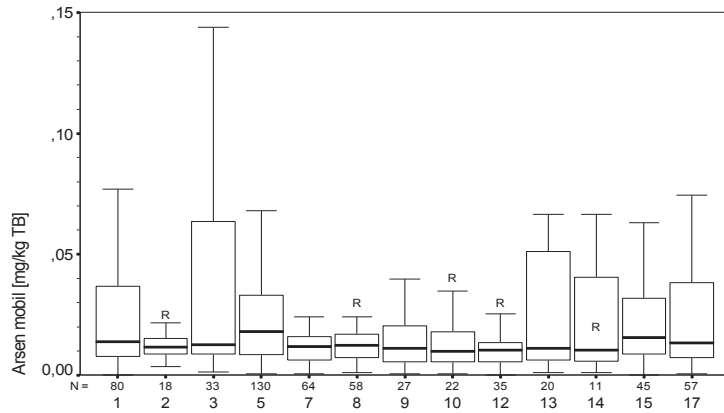


Abb. 26
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Arsen im Oberboden (nutzungs-
unabhängig)

(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlage-
blatt)

Quecksilber-Gehalt sehr hoch ist. Außerhalb dieses Bergbaugesbietes schwanken die Mittelwerte im Verbreitungsgebiet der Pelite in den Waldoberböden zwischen 12 und 14 mg As_{ges}/kg. Lediglich in den Lösslehm-armen Standorten, die neben Pelite auch merkliche Anteile an Sandsteinen enthalten, wurde mit 21 mg As_{ges}/kg ein noch höherer Mittelwert festgestellt, wobei dieser Wert allerdings statistisch unsicher ist. Bei Gehalten von mehr als 35 mg As_{ges}/kg ist bei allen Nutzungen davon auszugehen, dass der Standort durch den historischen Bergbau beeinflusst ist. Im Untersuchungsraum trifft dies auf 10% dieser Böden zu, die vorrangig in der Umgebung des Stahlbergs liegen. In den ackerbaulich genutzten Pelit-haltigen Böden liegt der Mittelwert bei 14 mg As_{ges}/kg, wobei sich Unterschiede beim Lösslehm- oder Sandsteinanteil kaum auf den Mittelwert auswirken.

Die mittleren Mobilgehalte schwanken in den Waldoberböden der Pelit-haltigen Substrate zwischen 0,014 und 0,041 mg As_{mob}/kg. Tendenziell ist As in lösslehmhaltigen bis –reichen Waldböden geringfügig höher mobil, insbesondere wenn zusätzlich Sandsteine beigemischt sind. Allerdings ist dies aufgrund der geringen Fallzahl unsicher. Damit liegt der Mobilgehalt in den Waldoberböden etwa auf dem Niveau der Grünlandböden und um ca. 40-60% höher als in Ackerböden. Da die Böden aller Nutzungen sich nicht signifikant im Gesamtgehalt unterscheiden, sind die unterschiedlichen Mobilgehalte auf die nutzungsbedingt tieferen pH-Werte der Wald- und Grünlandböden zurückzuführen.

Interessant ist, dass die Mobilgehalte in Böden mit hohem As_{ges}-Gehalt überwiegend unauffällig sind. Meist bewegt sich der Mobilgehalt auch bei tiefen pH-Werten in einem nur leicht überdurchschnittlichen Konzentrationsspektrum. Offensichtlich ist As in Vererzungen weitgehend immobil. Bei der relativen Mobilität sind daher belasteten Standorte unterdurchschnittlich. In der Gesamtheit der Pelit-haltigen

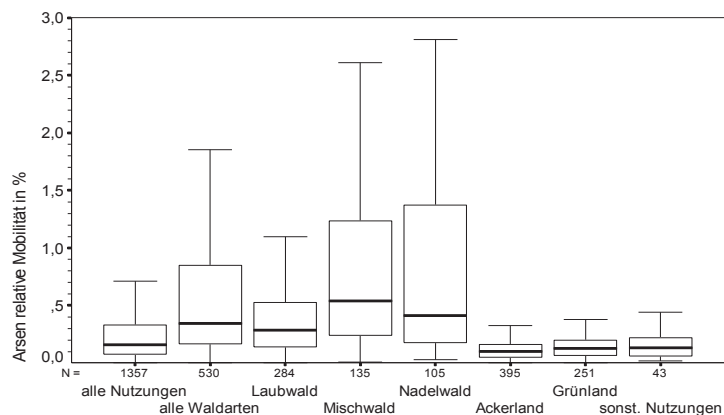


Abb. 27
Relative Mobilität von Arsen im
Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

Waldoberböden schwankt die mittlere relative Verfügbarkeit zwischen 0,08 und 0,2%. Eine Verfügbarkeit von über 0,3% am Gesamtgehalt kommt nur selten bei geringen As_{ges} -Gehalten vor.

Bei einem Mittelwert von 0,008 mg As_{mob}/kg schwanken die Mobilgehalte in Pelit-haltigen Ackerböden im typischen Bereich von 0,004-0,02 mg As_{mob}/kg .

Unterhalb des Oberbodens ist der vertikale Verlauf der As_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Substraten nicht einheitlich. Sowohl eine weitere Zunahme als auch eine Abnahme der Gehalte ist innerhalb der Profile zu beobachten. Markante Konzentrationssprünge stehen immer in Verbindung mit einem Schichtwechsel, d.h. einer veränderten Substratzusammensetzung (siehe Abb. 26). Die uneinheitliche vertikale Verteilung ist nicht an Mittelwert oder Streuung zu erkennen, da für den Untersuchungsraum in den tieferliegenden Horizonten ähnliche statistische Maßzahlen wie im Oberboden berechnet wurden. Sowohl Pelit-reiche Unterböden als auch deren Untergrund enthalten bei einer Schwankungsbreite von typisch 5-35 mg As_{ges}/kg im Mittel 15 mg As_{ges}/kg . Gerade die Pelit-reichen Untergrundhorizonte sind daher etwas As_{ges} -reicher als im Landesdurchschnitt. Dies gilt ebenfalls für die Lösslehm-haltigen bis – reichen Unterböden der Pelite, die im Untersuchungsraum durchschnittlich 17 mg As_{ges}/kg enthalten. Am Stahlberg können Gehalte von >200 mg As_{ges}/kg auftreten.

Beim Mobilgehalt bestehen in den Pelit-haltigen Unterböden auch bei unterschiedlichem Lösslehm- und/oder Sandsteinanteil keine großen Unterschiede. Der vertikale Konzentrationsverlauf des As_{mob} unterhalb des Oberbodens ist gleichförmiger als beim As_{ges} . Substratbedingte Konzentrationssprünge kommen gegenüber As_{ges} nur abgeschwächt vor. In den Pelit-haltigen Unterboden- und Untergrundhorizonten des Untersuchungsraums wurde ein mittlerer Mobilgehalt von 0,010 bis 0,016 mg As_{mob}/kg (0,01-0,06) festgestellt. Dies entspricht einer mittleren relativen Mobilität von 0,1% und sie übersteigt nur selten 0,3%. Wie im Oberboden liegt die relative Mobilität in den hoch belasteten Standorten auch in den tiefer liegenden Profilabschnitten weit unter dem üblichen.

Auch die im Untersuchungsraum selten vorkommenden „reinen“ Lösslehme scheinen weit As-haltiger zu sein als jene aus anderen Landesteilen. Die geringe Fallzahl verbietet eine statistische Auswertung, aber ein mindest doppelt so hoher Gehalt wie üblich wird angenommen. Es handelt sich offensichtlich

Tab. 31 Arsen in Lösslehm (-derivaten) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lösslehm / Solifluktionssäule / lösslehmreiches Solumsediment						
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]; Uu; UI [Lp(3.2.-4)/-.-]						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	22	2	4	7	11	13
Oberboden, Wald	28	5	8	11	21	14
Oberboden, Acker	23	7	8	9	12	12
Oberboden, Grünland	14	6	7	13	16	16
Unterboden	92	6	8	11	14	16
Untergrund	22	6	9	10	13	14
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	30	0,009	0,012	0,061	0,158	0,134
Auflage, Wald	12	0,037	0,060	0,109	0,157	0,177
Oberboden, Wald	14	0,020	0,051	0,144	0,231	0,264
Unterboden	57	0,006	0,014	0,131	0,220	0,293

Tab. 32 Arsen in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis –führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	1	2	4	7	8
Oberboden, Wald	156	2	4	5	7	8
Oberboden, Acker	29	4	5	9	16	17
Oberboden, Grünland	21	3	4	8	9	12
Unterboden	148	1	2	4	7	7
Untergrund	130	1	3	5	10	9
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	0,029	0,062	0,118	0,216	0,249
Oberboden, Wald	98	0,012	0,024	0,037	0,073	0,073
Oberboden, Acker	13	0,004	0,005	0,009	0,012	0,014
Oberboden, Grünland	16	0,005	0,010	0,014	0,017	0,022
Unterboden	118	0,002	0,004	0,009	0,013	0,015
Untergrund	89	0,001	0,002	0,005	0,010	0,011

um Lokallösslehme und nicht um entkalkte Fernlössse. Dies erklärt auch, warum die Lösslehm-reichen Pelit-Substrate hinsichtlich ihres As_{ges} -Gehaltes sich nur wenig von den lösslehmfreien Substraten unterscheiden.

Für die auf Blatt Rockenhausen vorkommenden Sandstein-haltigen bis –reichen Böden kann aufgrund der geringen Verbreitung und der damit verbundenen ungünstigen Datenlage (n=11) bei gleichzeitig extrem hoher Variabilität der Gehalte keine Hintergrundwerte definiert werden. Der Wertebereich beträgt 5-130 mg As_{ges} /kg. Schätzungsweise dürfte der charakteristische Wertebereich für Böden, die sich nicht vom Bergbau bzw. Vererzungen beeinflussten Gebieten befinden, etwa zwischen 10 und 20 mg As_{ges} /kg liegen. Dies ist immer noch weit mehr als den in Tab. 34 dargestellten Daten und betrifft alle Bodennutzungen. Der weitaus größte Anteil der zur Berechnung herangezogenen Böden enthalten Sandsteine des Buntsandstein. Diese Sandsteine sind jedoch äußerst spurenelementarm. Die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Sandsteine aus dem Rotliegend sind sicherlich auch ohne anthropogene Beeinflussung oder Vererzungen deutlich As-reicher.

Auch die im Untersuchungsraum geringverbreiteten Böden der basischen Magmatite scheinen etwas mehr As_{ges} zu enthalten als die Böden anderer Landesteile und stratigraphischen Einheiten. In den vorrangig ackerbaulich genutzten Böden wurden Gehalte zwischen 8 und 15 mg As_{ges} /kg festgestellt, womit sie sich ebenfalls im oberen Konzentrationsbereich der in Tab. 33 abgebildeten Werte befinden. Im landesweiten Datenkollektiv dominieren tertiäre basische Magmatite aus dem Westerwald, die offensichtlich As-ärmer sind.

Überraschend spiegelt sich der historische Bergbau nicht in den Gehalten der Auenböden wider. Sowohl die Mittelwerte vom Gesamtgehalt (12 mg As_{ges} /kg) als auch Mobilgehalt (0,012 mg As_{mob} /kg) entsprechen weitgehend den landesweiten Werten. Extremwerte wurden in Auensedimenten nicht gefunden.

Tab. 33 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis –führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	1	2	2	4	2
Oberboden, Wald	15	5	7	10	17	17
Oberboden, Acker	14	4	5	8	14	15
Oberboden, Grünland	18	4	4	5	5	5
Unterboden	29	4	5	6	8	8
Untergrund	25	4	7	10	15	17
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,039	0,048	0,080	0,093	0,099
Oberboden, Wald	13	0,024	0,042	0,064	0,074	0,081
Oberboden, Acker	14	0,008	0,010	0,014	0,016	0,016
Oberboden, Grünland	18	0,006	0,016	0,032	0,065	0,034
Unterboden	22	0,011	0,027	0,035	0,041	0,043
Untergrund	20	0,013	0,025	0,040	0,148	0,045

Die BBodSchV (1999) definiert für das Spurenelement As keinen Vorsorgewert, allerdings bestehen für bestimmte Wirkungspfade nutzungsbezogene Prüf- und Maßnahmenwerte. Der strengste Prüfwert mit 25 mg As_{ges}/kg gilt für Kinderspielflächen. Weitere Prüfwerte von 200 mg As_{ges}/kg bzw. 0,4 mg As_{mob}/kg betreffen den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze im Ackerbau. Für Grünlandböden gilt ein Maßnahmenwert von 50 mg As_{ges}/kg. Als Vorsorgewert kann der im Merkblatt ALEX-02 (1997) angegebene Orientierungswert von 20 mg As_{ges}/kg der Sanierungszielebene 1 herangezogen werden. Unterhalb dieses Wertes werden quasinatürliche Gehalte erreicht, die eine multifunktionale Nutzung des Standortes gewährleisten.

Tab. 34 Arsen in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al						<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, Wald	19	8	11	22	43	22
Oberboden, Acker	19	8	9	11	12	12
Oberboden, Grünland	79	6	11	18	22	29
Unterboden	152	9	15	21	28	39
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	13	0,008	0,012	0,023	0,112	0,025
Oberboden, Grünland	51	0,007	0,015	0,043	0,079	0,093
Unterboden	124	0,003	0,006	0,031	0,047	0,068

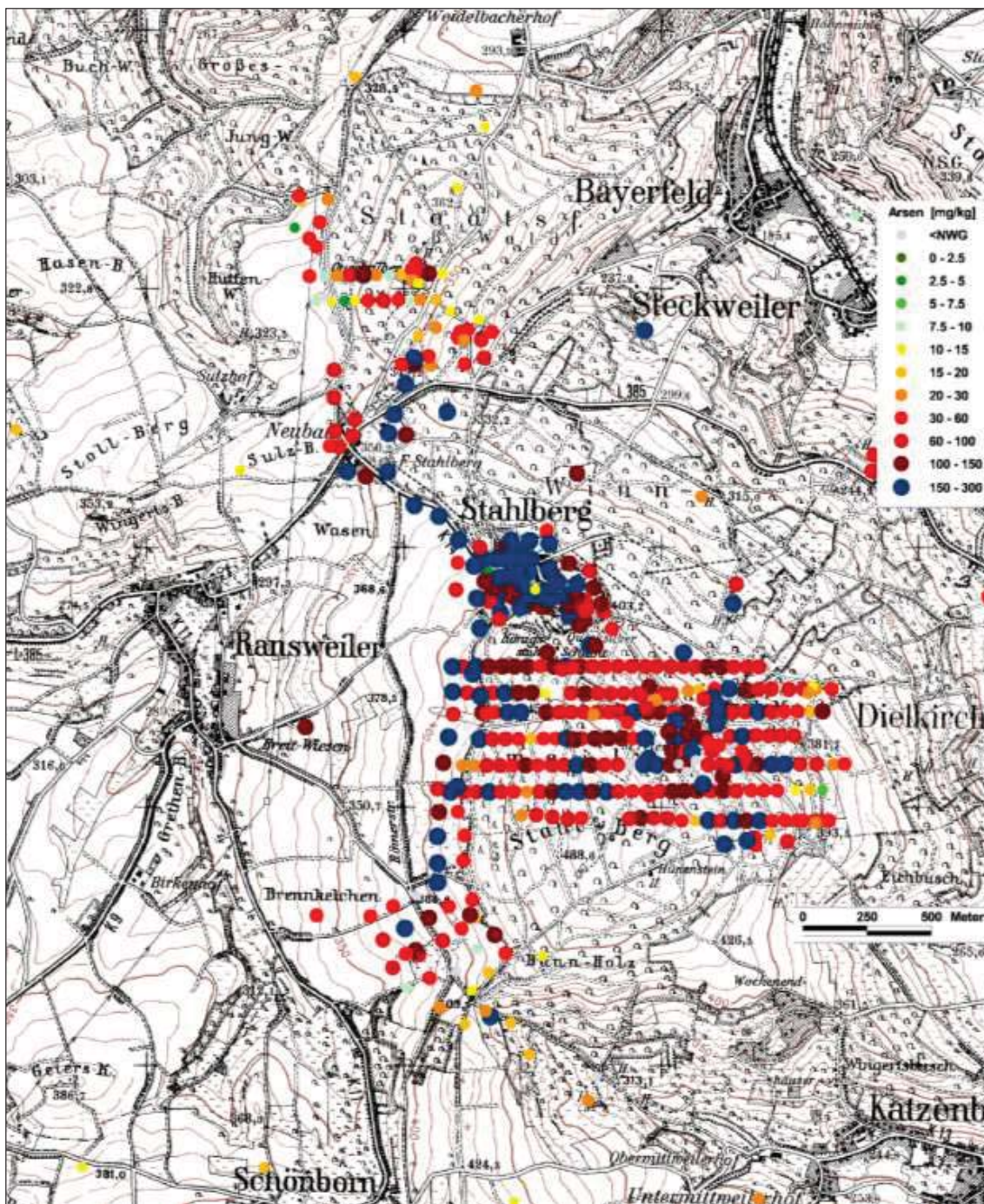


Abb. 28 Gesamtgehalt von Arsen im Oberboden; Detailkarte Stahlberg
(Daten aus STEUBING et al. (1995); STRITTER (1992); BZB 6312 Rockenhausen (2006))

Zwar sind die Böden im Landesvergleich vergleichsweise As-reich, dennoch wurde in dieser Untersuchung bei keinem der Ackerböden auf Blatt Rockenhausen Überschreitungen der spezifischen Prüfwerte der BBodSchV (1999) festgestellt. Der Mittelwert von 15 mg As_{ges} /kg entspricht 75% des Orientierungswertes des Merkblattes ALEX-02 (1997). Jeder fünfte Ackerboden überschreitet 20 mg As_{ges} /kg. Aufgrund günstiger pH-Werte sind die Mobilgehalte aber gering, so dass keiner der untersuchten

Ackerböden einen Mobilgehalt von mehr als 5% des Prüfwertes der BBodSchV besitzt. Auch der strengere Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,14 mg As_{mob} /kg für die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen wird in allen in diesem Projekt untersuchten Ackerböden weit unterschritten. Daher ist trotz überdurchschnittlicher Gesamtgehalte keine Beeinträchtigung von Pflanzenwachstum und -qualität zu erwarten.

Kleinräumige Untersuchungen von STEUBING et al. (1995) und STRITTER (1992) zeigen allerdings, dass in der Umgebung von Stahlberg auch landwirtschaftlich genutzte Böden und Böden von Hausgärten teilweise erheblich erhöhte As-Gehalte aufweisen. Bei einer großen Schwankungsbreite stellten diese Autoren in Ackerböden um Stahlberg mittlere Konzentrationen von etwa 60-70 mg As_{ges} /kg und ein 90. Perzentil von etwa 250 mg As_{ges} /kg fest. Jeder 5. Ackerboden und jeder 2. Nutzgartenboden überschritt den Prüfwert der BBodSchV (1999) von 200 mg As_{ges} /kg (STEUBING et al. 1995). In Extremfällen wurden Konzentrationen gemessen, die das 4-fache des Prüfwertes erreichen. Im Siedlungsbereich von Stahlberg liegen zwar bei fast allen der 74 untersuchten Böden die Gehalte über dem Prüfwert der BBodSchV (1999) für Wohngebiete von 50 mg As_{ges} /kg, nach NEUHAUS (1994, in STEUBING et al. (1996)) ist die Verfügbarkeit des As in diesen Böden allerdings sehr gering, da es vorrangig sulfidisch gebunden und damit überwiegend noch in den ursprünglichen Fahlerzen fixiert ist.

In den 35 auf Blatt Rockenhausen untersuchten Grünlandböden liegt der mittlere As_{ges} -Gehalt nur geringfügig höher als in den Ackerböden. An zwei Standorten wird der nutzungsspezifische Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) von 50 mg As_{ges} /kg erreicht und in einem mit 65 mg As_{ges} /kg überschritten. Sie sind in erster Linie an den westlichen Hängen des Alsenztals im Bereich des Stahlbergs zu finden. Eine ähnliche Anzahl an Grünlandböden untersuchten auch STEUBING et al. (1996) im Stahlberggebiet. Die Autoren stellten einen Median von fast 130 mg As_{ges} /kg fest, wobei die Gehalte in einem typischen Bereich von 80 und 300 mg As_{ges} /kg schwanken. Vereinzelt können auch Gehalte von über 400 mg As_{ges} /kg vorkommen. Fast 80% liegen über dem Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für Grünland von 50 mg As_{ges} /kg.

Selbst in Waldböden mit sehr hohen As_{ges} -Gehalten ist das Gefährdungspotential aufgrund der sehr geringen Verfügbarkeit nur als relativ gering einzuschätzen. Es davon auszugehen, dass auch in den Waldböden das As überwiegend in Fahlerzen fixiert ist und damit kaum von Pflanzen aufgenommen werden kann.

4.2.2. Blei

Wie alle Elemente ist auch Blei (Pb) natürlicher Bestandteil des Bodens, jedoch reichert sich dieses Schwermetall seit der Industrialisierung insbesondere durch atmosphärische Einträge in den Oberböden stark an. Bei keinem anderen der hier untersuchten Spurenelemente ist 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 als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen variiert der natürliche Pb-Gehalt der Gesteine vergleichsweise gering. Die im Untersuchungsraum weitverbreiteten Tonsteine sowie Schiefer zählen mit einem mittleren Gehalt von 20-40 mg/kg zu den Pb-reicheren Gesteinen. Die ebenfalls auf Blatt Rockenhausen vorkommenden Schluff- und Sandsteine sowie die basischen Magmatite enthalten typischerweise weniger als 10 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

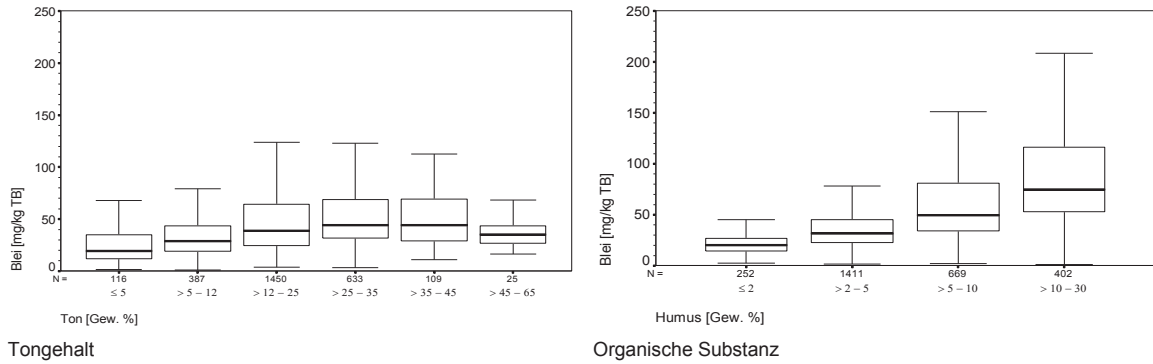


Abb. 29 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Im Gegensatz zu den meisten Metallen ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Pb-Gesamtgehalt (Pb_{ges}) und Ton- sowie Eisengehalt zu erkennen. Signifikante positive Beziehungen bestehen hingegen zur organischen Substanz (siehe Abb. 29). Zwar wird Pb im Boden bevorzugt organisch gebunden, so dass es auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden angereichert wäre, jedoch ist das Ausmaß der Anreicherung in organischer Auflage und Oberboden nur durch Pb-Immissionen zu erklären. Diese anthropogenen Einträge werden sicherlich die natürlichen Beziehungen zwischen Pb_{ges} und Humusgehalt statistisch beeinflussen.

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. 30).

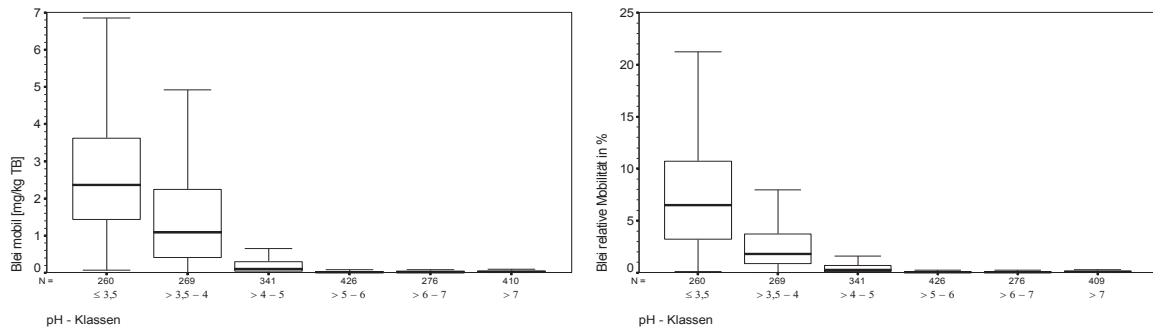


Abb. 30 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

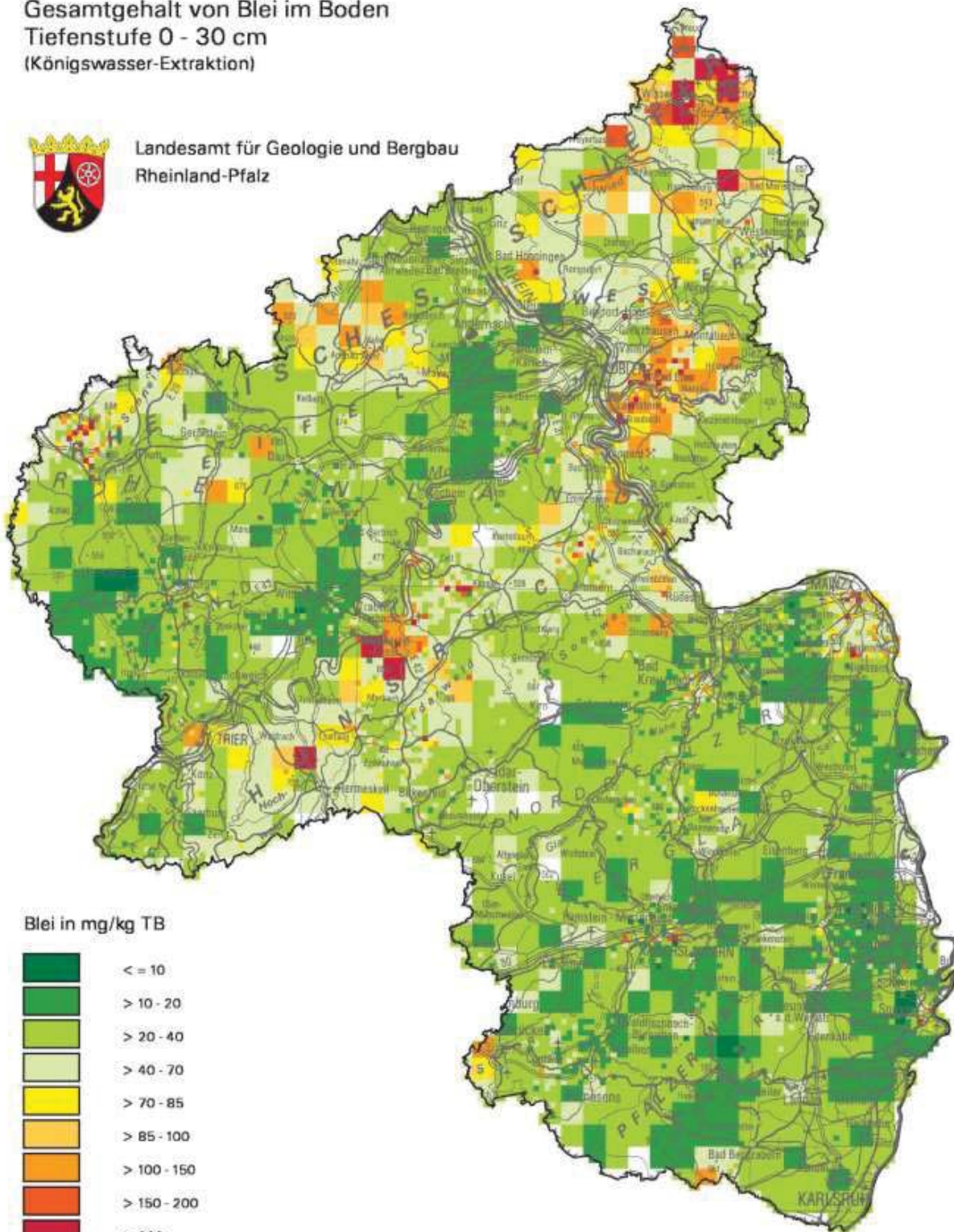
Etwa $\frac{2}{3}$ der Oberböden im Untersuchungsraum weisen Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; Pb_{ges}) von 20-40 mg Pb_{ges}/kg auf. Auffallende räumliche Verteilungen wie bei Arsen und Quecksilber bestehen im Untersuchungsraum nicht. Sowohl leichte Über- als auch Unterschreitungen dieses Wertebereichs können im gesamten Gebiet auftreten.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

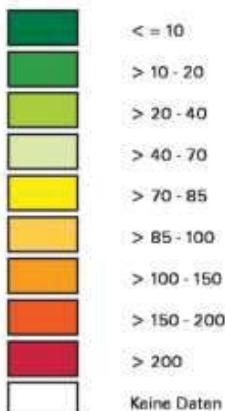
Gesamtgehalt von Blei im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Blei in mg/kg TB



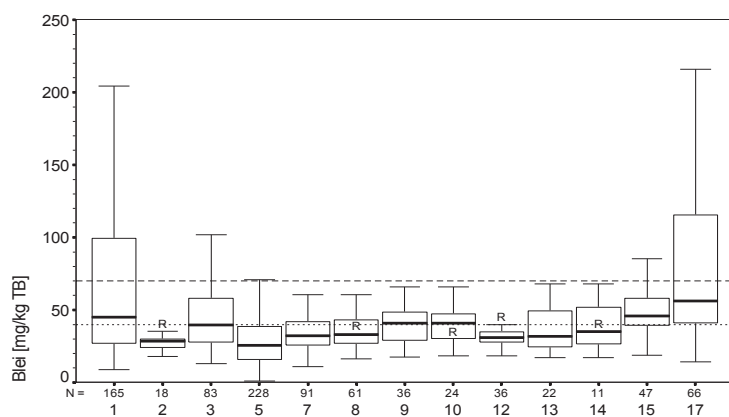
Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



Wie in allen Landesteilen sind die mittleren Pb_{ges} -Gehalte in den Waldoberböden höher als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Substratunabhängig beträgt der Mittelwert in Ackeroberböden auf Blatt Rockenhausen 29 mg Pb_{ges} /kg und in Grünlandoberböden 30 mg Pb_{ges} /kg. Bei beiden Nutzungsklassen liegt die Ausreißergrenze bei wenig über 50 mg Pb_{ges} /kg, die jeweils in 10% der Fälle meist nur geringfügig überschritten wird. Dies deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen für die weitverbreiteten Pelit-reichen Acker- und Grünlandböden. Aber auch in den landwirtschaftlich genutzten Oberböden anderer Substrate wurden für den Untersuchungsraum keine signifikanten Abweichungen von diesen Werten festgestellt. Da im Einzugsbereich der Fließgewässer keine Pb-Erze vorkommen und dieses Schwermetall auch hier nicht verarbeitet wurde, sind entsprechend die Pb_{ges} -Gehalte in den Auensedimenten unauffällig. Die Sandstein-reichen Ackerböden scheinen die Pb-ärmsten Böden auf Blatt Rockenhausen zu sein. Die geringe Fallzahl erlaubt keine statistische Auswertung, jedoch dürften die Gehalte sich im Bereich der landesweiten Werte bewegen (siehe Tab. 36).

Die nutzungsbedingt hohen pH-Werte führen in Ackerböden zu einheitlich geringen Mobilgehalten. Sie bewegen sich nutzungstypisch zwischen <0,01 und 0,03 mg Pb_{mob} /kg. Die mittlere relative Verfügbarkeit beträgt 0,03% und mehr als 0,1% wurde nicht beobachtet. Dies entspricht dem natürlichen geochemischen Verhalten dieses Schwermetalls (siehe Abb. 30).

Tab. 35 Blei in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al		Daten aus Rheinland-Pfalz				
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Wald	19	47	61	118	715	150
Oberboden, Acker	19	20	24	32	394	46
Oberboden, Grünland	79	28	45	120	438	256
Unterboden	152	33	81	192	1130	414
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Wald	19	0,098	0,59	3,34	5,25	5,95
Oberboden, Acker	18	0,024	0,03	0,06	0,38	0,09
Oberboden, Grünland	78	0,012	0,05	0,36	1,69	0,86
Unterboden	143	0,033	0,16	1,07	54,21	2,17

Tab. 36 Blei in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s (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	204	35	59	94	133	183
Oberboden, Wald	156	20	31	45	73	82
Oberboden, Acker	29	14	17	20	26	28
Oberboden, Grünland	21	14	18	24	27	30
Unterboden	148	6	10	13	18	21
Untergrund	130	4	7	11	16	20
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	154	0,242	0,54	1,69	5,01	3,73
Oberboden, Wald	155	1,023	1,97	2,87	3,67	5,22
Oberboden, Acker	23	0,005	0,01	0,04	0,08	0,07
Oberboden, Grünland	20	0,031	0,05	0,12	0,22	0,23
Unterboden	136	0,036	0,10	0,24	0,79	0,52
Untergrund	103	0,005	0,02	0,05	0,13	0,12

Zwar weisen Grünlandböden einen niedrigeren pH-Wert als Ackerböden auf (siehe 4.1.2.), aber er liegt im Untersuchungsraum fast ausnahmslos über pH 5, also noch im Bereich geringer Pb-Mobilität (siehe Abb. 30). Die Mobilgehalte schwanken in Grünlandoberböden in einem typischen Bereich von 0,01 bis 0,07 mg Pb_{mob}/kg, was einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,02 bis 0,1% entspricht. Diese Werte befinden sich damit nur unwesentlich über denen der Ackerböden. Die Zusammensetzung des Substrates spielt dabei keine bedeutende Rolle.

Seit Einführung Pb-freier Kraftstoffe ist eine Abnahme der Pb_{ges}-Gehalte in den Humusauflagen der Waldböden zu beobachten. Während noch vor einigen Jahren die höchste Pb-Konzentration in Waldböden mehrheitlich in der organischen Auflage zu finden war, ist es heute meist in die Oberböden verlagert. Fast 90% der Pelit-haltigen Waldoberböden enthalten im Untersuchungsgebiet mehr Pb_{ges} als ihre Humusauflagen. Im Mittel liegt der Pb_{ges}-Gehalt in der Humusauflage bei etwa 65% des Oberbodens. Die typische Schwankungsbreite beträgt 40-90%. Im Untersuchungsraum beträgt unabhängig von der Zusammensetzung des folgenden Mineralbodens die mittlere Konzentration in der

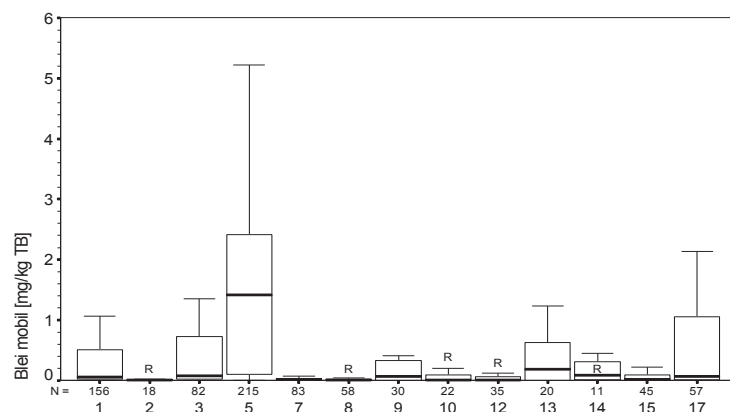


Abb. 32
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Blei im Oberboden
(nutzungsunabhängig)

(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 37 Blei in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	17	37	43	73	53
Oberboden, Wald	15	34	44	53	85	60
Oberboden, Acker	45	25	28	35	47	48
Oberboden, Grünland	19	26	31	36	53	43
Unterboden	38	16	23	27	69	36
Untergrund	53	15	20	28	47	45
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,031	0,16	0,40	0,65	0,93
Oberboden, Acker	43	0,005	0,01	0,02	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	18	0,008	0,02	0,03	0,04	0,04
Unterboden	28	0,012	0,02	0,26	2,21	0,29
Untergrund	36	0,024	0,12	0,57	1,05	1,05
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	28	30	40	69	40
Oberboden, Acker	16	28	32	35	51	36
Unterboden	17	18	19	26	31	32
Untergrund	19	18	23	34	40	41
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	0,089	0,22	0,38	0,59	0,68
Oberboden, Acker	16	0,004	0,01	0,01	0,02	0,02
Unterboden	14	0,016	0,03	0,22	0,49	0,47
Untergrund	17	0,013	0,08	0,56	0,78	0,80

Humusaufgabe 34 mg Pb_{ges}/kg. Die Ausreißergrenze beträgt 65 mg Pb_{ges}/kg, die nur an einem Standort leicht überschritten wurde. Im Gesamtdatenbestand liegt der Durchschnittswert für die Humusaufgaben der Laubwälder bei 54 mg Pb_{ges}/kg und die Ausreißergrenze bei 157 mg Pb_{ges}/kg.

Neben der grundsätzlich positiven Entwicklung der Pb-Immissionen spielen auch die Nährstoffversorgung und der Baumbestand eine Rolle. In nährstoffreichen Böden erfolgt Abbau bzw. Umsatz der Streu schneller als bei ungünstiger Nährstoffversorgung, womit das Pb der Auflage schneller in den Mineralboden gelangt. Ferner wird Laubstreu rascher abgebaut als die Streu der Nadelbäume. Dies wurde auch in Waldböden auf Blatt Pirmasens-Nord und Westerbürg beobachtet (HAUENSTEIN 2001, 2003). Eine erhöhte biotische Aktivität dürften auch die flächenhaft erfolgten Bodenschutzkalkungen bewirken. Zudem senkt dies durch die pH-Erhöhung auch die Verfügbarkeit des Pb, jedoch offensichtlich nicht die vertikale Verlagerung in den Mineralboden. Dank der gegenüber dem Oberboden höheren pH-Werten liegt der mittlere Mobilgehalt in den Humusaufgaben des Untersuchungsraums bei niedrigen 0,06 mg Pb_{mob}/kg (0,04-0,15 mg Pb_{mob}/kg), was einer mittleren relativen Verfügbarkeit von 0,2% am Gesamtgehalt entspricht. Natürlich verbleibt das in früheren Zeiten eingetragene Pb in den Waldböden, allerdings findet oberflächennah eine vertikale Verlagerung statt.

Tab. 37 Blei in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	23	33	34	47	49
Oberboden, Wald	21	43	48	56	65	68
Oberboden, Acker	11	20	26	35	40	48
Unterboden	32	19	25	33	42	47
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,027	0,05	0,11	0,21	0,22
Oberboden, Wald	19	0,100	0,33	0,71	1,26	1,30
Oberboden, Acker	10	0,004	0,01	0,01	0,06	0,01
Unterboden	25	0,060	0,24	0,64	1,05	1,05
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	25	32	45	60	68
Oberboden, Wald	10	30	38	54	62	68
Unterboden	12	16	22	24	27	27
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,007	0,14	0,46	1,18	1,10
Oberboden, Wald	10	0,240	0,43	0,80	1,56	1,24
Unterboden	13	0,006	0,06	0,36	0,56	0,67

Im Untersuchungsraum dominieren Laubwälder, die auf Pelit-haltigen Böden wachsen. Bei einer charakteristischen Schwankungsbreite von 32-75 mg Pb_{ges}/kg enthalten diese Oberböden durchschnittlich 41 mg Pb_{ges}/kg. Lediglich an einem Standort am Stahlberg wurden im Oberboden mehr als 75 mg Pb_{ges}/kg gefunden. Ob ein Zusammenhang zum historischen Bergbau besteht ist unklar. Während der Quecksilber-Gehalt in diesem Profil für dieses Gebiet eher gering ist, sind hingegen die Arsen-Gehalte extrem hoch. Hohe Arsen- und erhöhte Pb_{ges}-Gehalte besitzen auch die folgenden Horizonte.

Innerhalb der Pelit-haltigen Substrate fällt nur die Gruppe, die neben Pelite auch einen bedeutsamen Anteil an Sandsteinen besitzt, mit unterdurchschnittlichen Konzentrationen auf (siehe Tab. 37). Allerdings ist dies aufgrund der geringen Fallzahl statistisch ungenügend abgesichert. Im Vergleich mit Laubwaldoberböden aus anderen Landesteilen ist die Situation im Untersuchungsgebiet insgesamt günstig. Landesweit ergibt sich für Oberböden dieser Nutzungsgruppe ein substratunabhängiger Mittelwert von 54 mg Pb_{ges}/kg bei einer Ausreißergrenze von 163 mg Pb_{ges}/kg.

Da der Mobilgehalt neben dem Gesamtgehalt in allen Horizonten maßgeblich vom pH-Wert gesteuert wird, sind die höchsten Mobilgehalte in den Waldoberböden - den Horizonten mit den tiefsten pH-Werten - zu finden. In den Waldoberböden der Substratgruppe, die sich aus wechselnden Anteilen von Peliten, Lösslehm und/oder Sandsteinen zusammensetzt, beträgt der Mittelwert im Untersuchungsraum 0,22 mg Pb_{mob}/kg. Dies sind durchschnittlich 0,6% vom Gesamtgehalt. Der hohen Variabilität der pH-Werte entsprechend (siehe 4.1.2.) schwanken allerdings auch die Mobilgehalte in einem äußerst weiten

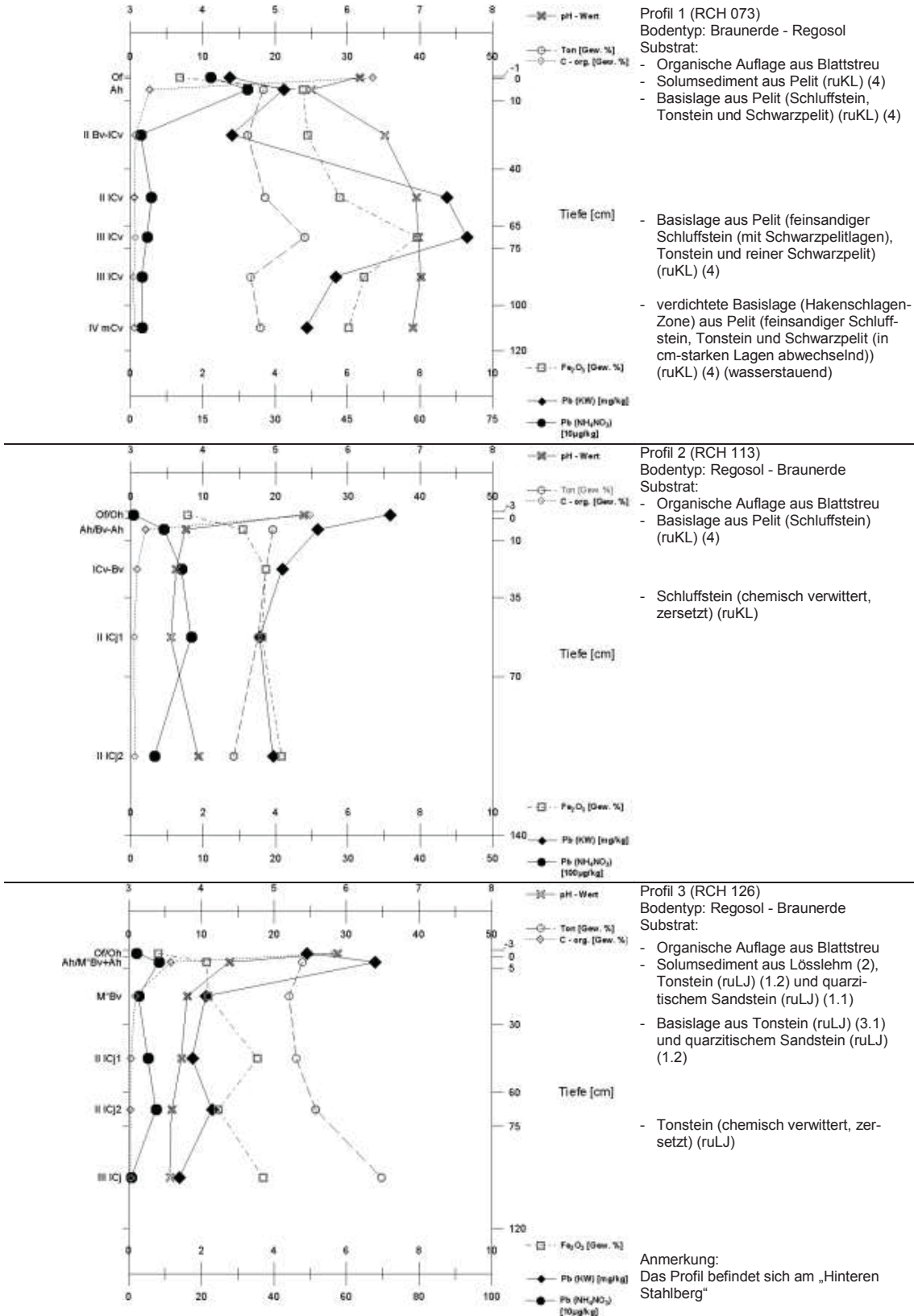
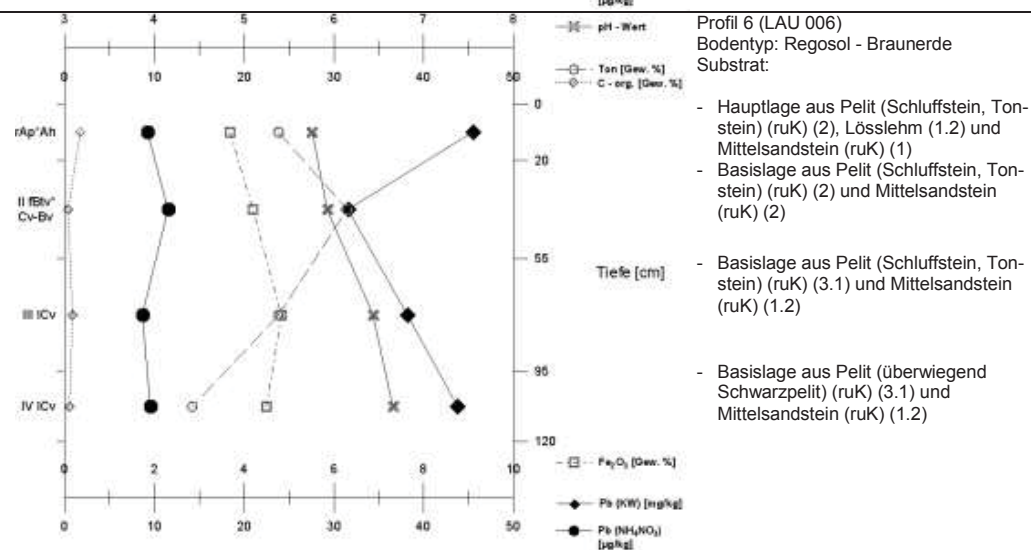
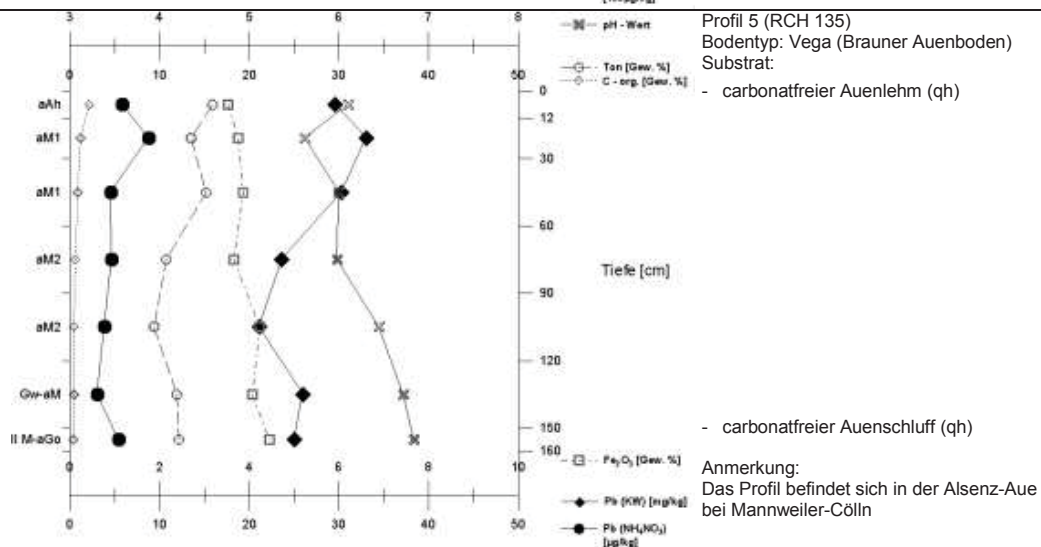
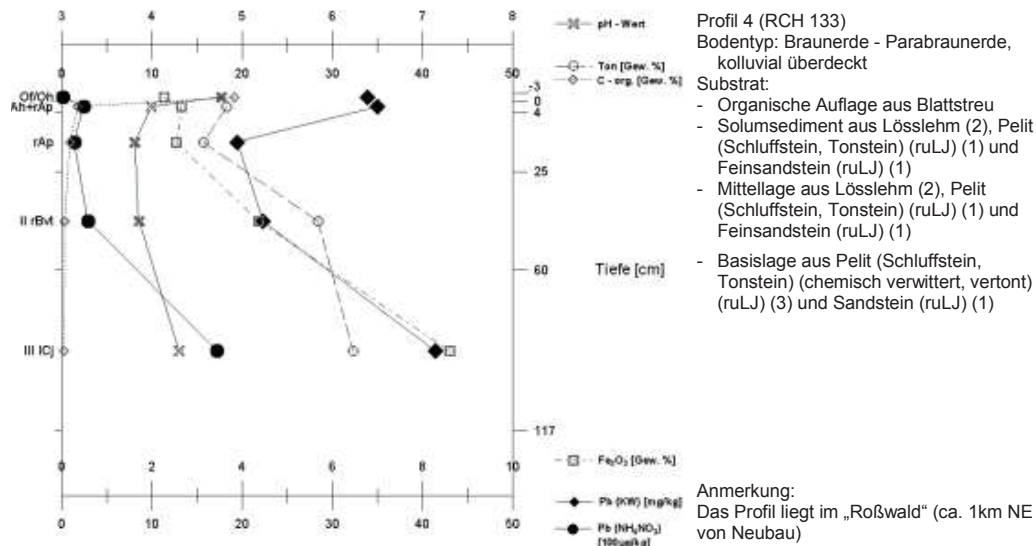


Abb. 33 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 33 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich

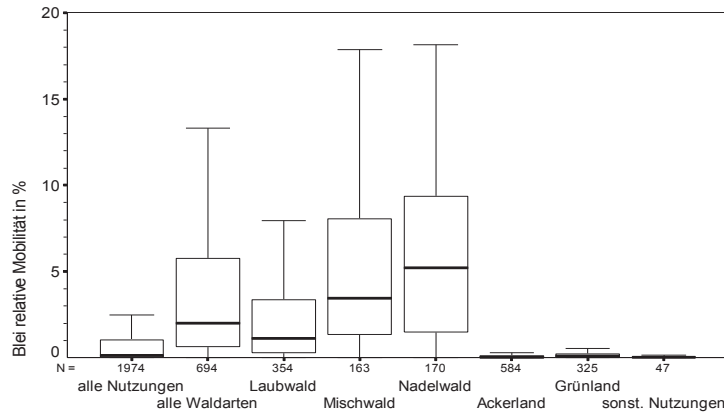


Abb. 34
Relative Mobilität von Blei im
Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

Bereich, wodurch beim Mobilgehalt die Aussagekraft der Mittelwerte eingeschränkt ist. Üblicherweise sind Gehalte zwischen 0,01 und 1 mg Pb_{mob}/kg anzutreffen. Tendenziell sind die Verhältnisse in Pelit-reichen Substraten aufgrund der etwas höheren pH-Werte etwas günstiger als in Lösslehm-reichen Standorten. Im Vergleich zu den über 350 bislang landesweit untersuchten Laubwaldoberböden sind die Verhältnisse aufgrund der leicht überdurchschnittlichen pH-Werte insgesamt günstig. Bei den Gesamtdaten dieser Gruppe liegt der mittlere Mobilgehalt mehr als doppelt so hoch und die mittlere relative Verfügbarkeit beträgt 1,2%.

Unterhalb des Oberbodens nehmen die Pb_{ges} -Gehalte überwiegend ab. Durch die Anreicherung im Oberboden ist dies in Waldböden ausgeprägter als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Unterboden der Pelit-haltigen Substrate beträgt der Mittelwert 22 mg Pb_{ges}/kg , wobei sich die Gehalte in einem charakteristischen Bereich von 18 bis 45 mg Pb_{ges}/kg bewegen. Der Lösslehmanteil des Substrats hat keinen erkennbaren Einfluss auf den Pb_{ges} -Gehalt. Lediglich die Unterböden, die neben einem höheren Lösslehmanteil auch merklich Sandsteine enthalten, scheinen etwas weniger Pb_{ges} zu enthalten als bei hohem Pelitgehalt.

Auch die tiefen Bodenhorizonte (Untergrund), die in der Regel Lösslehm-frei sind, weisen häufig ähnliche Werte auf wie die entsprechenden Lösslehm-armen Unterbodenhorizonte, wobei die Gehalte aber stärker um den Mittelwert streuen. Auffallende Konzentrationssprünge in Unterboden und -grund stehen immer in Verbindung mit einer sich deutlich anderen Substratzusammensetzung. In den relativ seltenen Schwarzpelit-haltigen Schichten ist häufig ein deutlicher Wiederanstieg zu beobachten. Dort kann im Untergrund der Pb_{ges} -Gehalt auf über 65 mg Pb_{ges}/kg ansteigen, womit diese tiefen Profilabschnitte mehr Pb_{ges} enthalten als ihre Oberböden (siehe Abb. 33, Profil 1 und 6). Möglicherweise sind die Schwarzpelit-haltigen Horizonte primär Pb-reicher, jedoch sind auch pedogene Ursachen vorstellbar. Die Schwarzpelit-haltigen Horizonte besitzen einen für Pelite hohen pH-Wert, wodurch die vertikale Verlagerung zum Erliegen kommen kann.

So unterschiedlich der pH-Wert in Pelit-haltigen Unterböden und -grund ist (pH 3,6 - 7,4; siehe 4.1.2.), so stark schwanken auch die Pb_{mob} -Gehalte. Die Lösslehm-reicheren Horizonte besitzen tendenziell geringfügig höhere Mobilgehalte, da sie im Mittel etwas tiefere pH-Werte besitzen als die lösslehm-armen bzw. -freien Horizonte. Ein Mobilanteil am Pb_{ges} von >0,3% tritt nur bei pH-Werten <5 auf. Bei diesen tiefen pH-Werten sind Konzentrationen zwischen 0,05-1 mg Pb_{mob}/kg typisch, was einer relativen Mobilität von 0,5 und 2% entspricht. In seltenen Fällen kann dieser Wert auf über 4% ansteigen. Bei

höherem pH-Wert sind Mobilgehalte von $<0,01$ bis $0,03$ mg Pb_{mob}/kg üblich. Solange sich unterhalb des Oberbodens der pH-Wert nicht deutlich ändert, ähnelt der vertikale Verlauf des Mobilgehalts dem des Gesamtgehalts.

Im Untersuchungsraum ist für annähernd alle landwirtschaftlich genutzten Böden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg Pb_{ges}/kg anzuwenden. 96% dieser Böden weisen überwiegend deutlich geringere Konzentrationen auf. Jene Böden, die meist nur geringfügig über dem Vorsorgewert liegen, befinden sich alle in der Umgebung des Sohlbergs (SW von Becherbach). Da besondere Eintragspfade nicht erkennbar sind, werden eher geogene Ursachen vermutet. Die Pb_{ges} -Konzentrationen liegen in allen Ackerböden überwiegend auch erheblich unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg Pb_{ges}/kg .

Von einer Ausnahme abgesehen weisen die Ackerböden im gesamten Arbeitsgebiet mit maximal $0,03$ mg Pb_{mob}/kg Mobilgehalte auf, die deutlich unter dem für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) von $0,1$ mg/kg liegen. An einem Ackerstandort wurden $0,18$ mg Pb_{mob}/kg gemessen, ohne dass Gesamtgehalt oder pH-Wert einen Hinweis für diesen erhöhten Wert liefern. Auch alle Grünlandböden unterschreiten meist deutlich $0,1$ mg Pb_{mob}/kg . Entsprechend wird in keinem der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von $0,4$ mg/kg erreicht.

Die Vorsorgewerte der BBodSchV sind in Waldoberböden teilweise nicht anwendbar, da der oberste Mineralbodenhorizont im Untersuchungsraum bei etwa jedem 5. Standort mehr als 8 Gew.% organische Substanz enthält. Die Gegenüberstellung mit dem Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg hat dann nur orientierenden Charakter. Etwa 80% der Waldböden weisen einen pH-Wert von weniger als pH 5 auf, so dass bei ihnen der strengere Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg anzusetzen ist. Dieser wird in etwa jedem 2. Oberboden größtenteils nur leicht überschritten. Gewöhnlich werden die 70 mg Pb_{ges}/kg , die für höhere pH-Werte gelten, jedoch nicht erreicht. Die Waldböden mit den günstigeren pH-Werten halten den Vorsorgewert meist ein. Da im Normalfall der Gesamtgehalt mit der Tiefe abnimmt, werden unterhalb des Oberbodens die Vorsorgewerte in der Regel eingehalten. Die Unterboden- und Untergrundhorizonte enthalten im Untersuchungsraum generell weniger als 70 mg Pb_{ges}/kg . Der pH-Wert in diesen tieferen Bodenabschnitten liegt zu etwa der Hälfte unter pH 5. Bei charakteristischen Gehalten von 15 bis 35 mg Pb_{ges}/kg (siehe oben) wird dort auch der strengere Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg meist unterschritten.

4.2.3. Cadmium

Cadmium (Cd) gehört neben Quecksilber zu den toxischsten der hier untersuchten Schwermetalle und zählt zu den seltenen Elementen. Gesteine enthalten selten mehr als $0,3$ mg Cd/kg. Zu den Cd-reicheren Gesteinen gehören tonige Sedimente und Tonschiefer sowie Sedimente mit erhöhtem Kohlenstoffgehalt. Der mittlere lithogene Gehalt der Sandsteine liegt dagegen meist unter $0,1$ mg Cd/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

In nicht bzw. geringbelasteten Substraten besteht eine mäßig ausgeprägte Beziehung zwischen Cd_{ges} und Tongehalt, d.h. der Cd-Gehalt steigt mit dem Tongehalt an. Die Tongehalte der im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Substrate bewegen sich in einem typischen Bereich von 15 bis 40 Gew.%, so

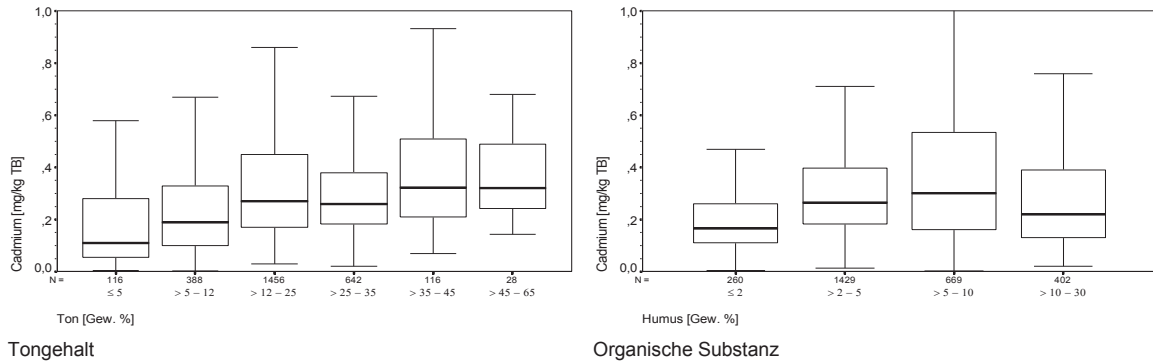


Abb. 35 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

dass in den Oberböden Mittelwerte zwischen 0,2 und 0,3 mg Cd_{ges}/kg zu erwarten sind. Zumindest bis zu einem Gehalt von 10 Gew.% organischer Substanz ist ebenfalls mit einem Anstieg der Cd-Gehalte zu rechnen (siehe Abb. 35). Dass bei höheren Humusgehalten die Gesamtgehalte rückläufig sind, dürfte die Folge der meist tiefen pH-Werte in humusreichen Böden sein. Möglicherweise ist dann Cd so labil gebunden, dass es vertikal verlagert wird. Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch die Cd_{ges}-Gehalte leicht ansteigen.

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. 36). 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 von pH 4, wie es typisch für Waldböden ist, liegen meist 30-80% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

Substratunabhängig liegen im Untersuchungsraum die mittleren Gesamtgehalte in den Oberböden für die Nutzung Wald bei 0,18, für Acker bei 0,31 und für Grünland bei 0,35 mg Cd_{ges}/kg. Die Nutzung scheint im Oberboden einen größeren Einfluss auf den Gesamtgehalt zu nehmen als die Substratzusammensetzung. Dass Pelit-reiche Substrate einen etwas höheren Cd_{ges}-Gehalt besitzen als die Lösslehm- und/oder Sandsteinreichen Substrate, ist nur angedeutet. Gerade bei den landwirtschaftlich genutzten Böden sind Substrat-bedingte Unterschiede nicht zu erkennen, jedoch deuten die Gehalte in Waldoberböden und in tieferen Profilschnitten darauf hin (siehe unten).

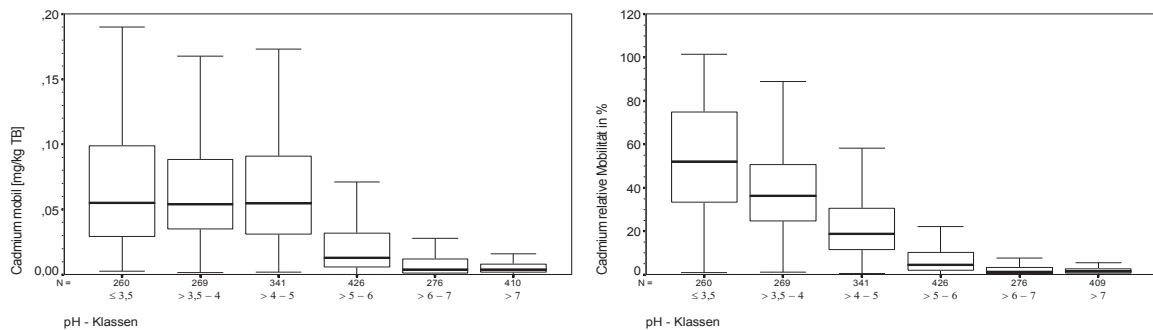


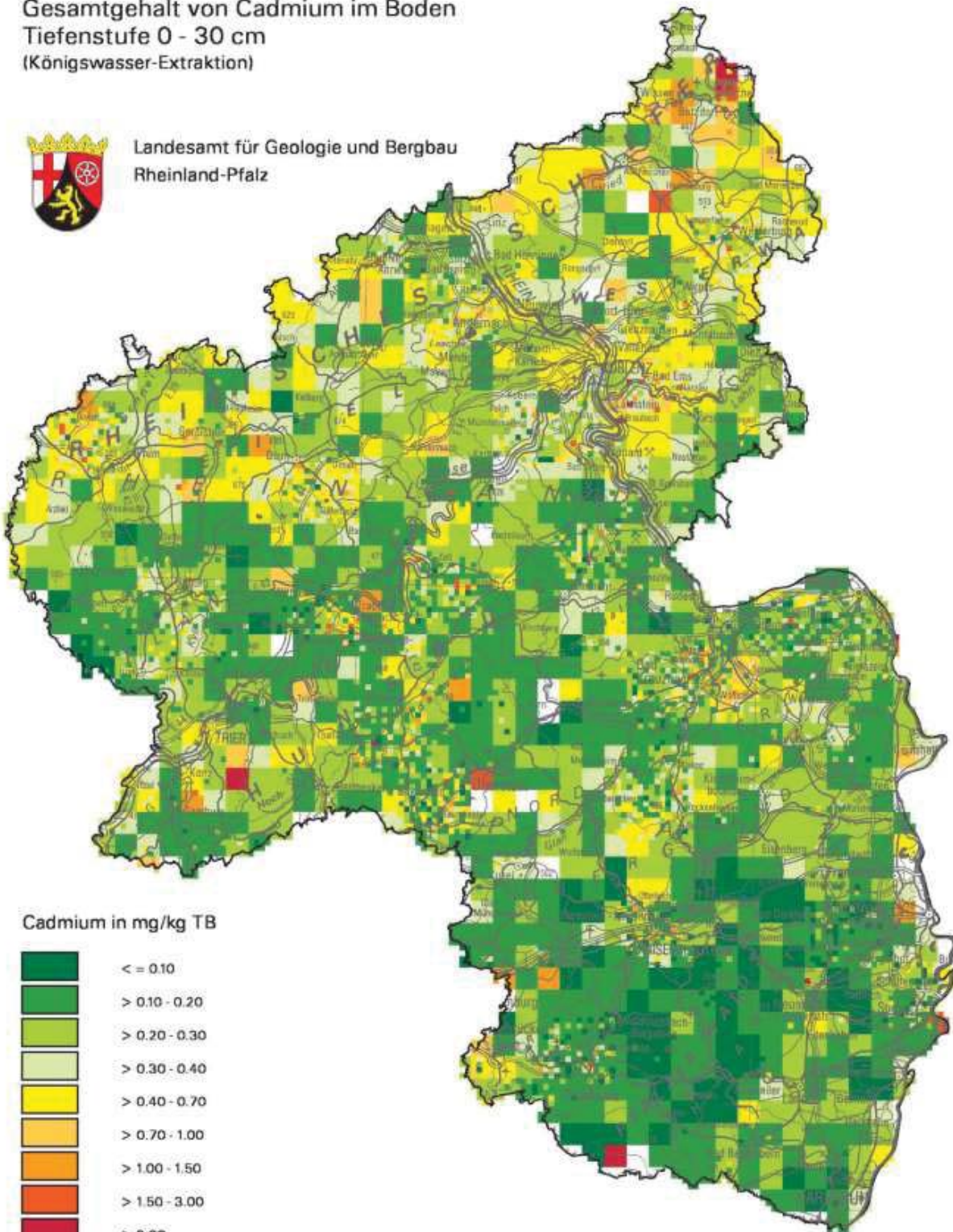
Abb. 36 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

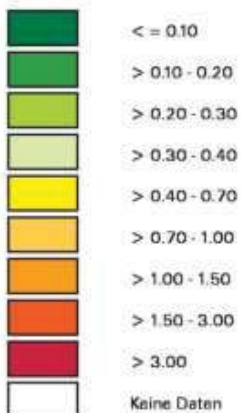
Gesamtgehalt von Cadmium im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

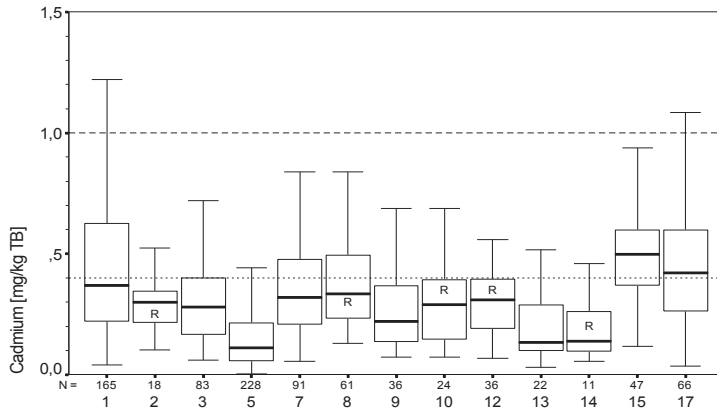


Abb. 37
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Cadmium im Oberboden
(nutzungsunabhängig)

(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

Cd ist in allen Substraten gegenüber tieferliegenden Horizonten im Oberboden und in der organischen Auflage mehr oder weniger deutlich angereichert. Trotz der im Landesvergleich insgesamt eher leicht unterdurchschnittlichen Gesamtgehalte, weist dies auf eine flächenhafte (ubiquitäre) Hintergrundbelastung hin, die vermutlich überwiegend auf atmosphärische Ferneinträge zurückgeht.

Die thematische Karte der substratspezifischen Cd-Gehalte (siehe Kartenanlage) zeigt eine räumliche Häufung leicht überdurchschnittlicher Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; Cd_{ges}) im Gebiet des Lichtenberg-Höhenrückens und des südwestlichen Teils der Moschelhöhen (siehe 2). Nördlich des Hochwertes 55 02 000, der in etwa den Untersuchungsraum horizontal teilt, enthalten die Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Mittel 0,3 mg Cd_{ges} /kg. Südlich dieser Linie liegt dieser Wert hingegen ca. 50% höher, ohne dass Zusammensetzung und Verteilung der Substrate in beiden Räumen sich wesentlich unterscheiden. Eine Erklärung für dieses räumliche Ungleichgewicht fehlt, jedoch werden eher natürliche Ursachen vermutet.

Tab. 38 Cadmium in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	0,28	0,44	0,65	1,51	1,20
Oberboden, Wald	156	0,04	0,09	0,16	0,28	0,33
Oberboden, Acker	29	0,13	0,18	0,26	0,37	0,46
Oberboden, Grünland	21	0,11	0,18	0,22	0,26	0,36
Unterboden	148	0,02	0,04	0,06	0,09	0,11
Untergrund	130	0,01	0,02	0,04	0,07	0,09
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	0,038	0,079	0,136	0,220	0,282
Oberboden, Wald	155	0,018	0,040	0,081	0,102	0,169
Oberboden, Acker	23	0,005	0,012	0,026	0,041	0,041
Oberboden, Grünland	20	0,020	0,030	0,046	0,062	0,076
Unterboden	136	0,007	0,010	0,018	0,025	0,030
Untergrund	103	0,001	0,005	0,010	0,015	0,021

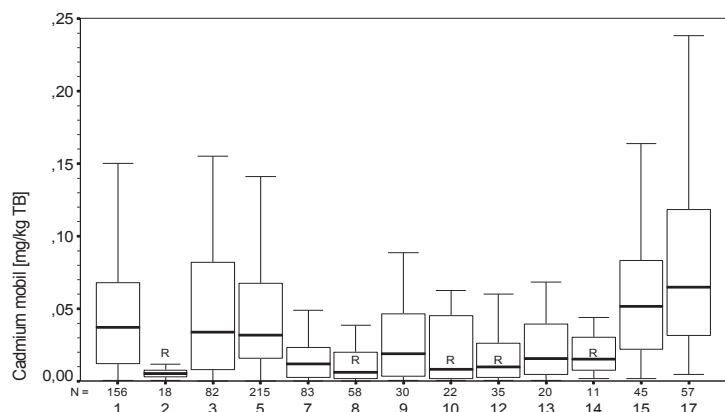


Abb. 38
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Cadmium im Oberboden
(nutzungsunabhängig)

(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Obwohl von gewissen atmosphärischen Ferneinträgen ausgegangen wird und Cd eine Affinität zu organischen Bindungsformen besitzt, wäre gerade in Waldoberböden mit erhöhten Gehalten zu rechnen. Wie schon in früheren Berichten sind es bei gleicher Substratzusammensetzung aber die Oberböden der landwirtschaftlich genutzten Flächen, die höhere Konzentrationen aufweisen. In Ackerböden liegt der Mittelwert zwar etwas tiefer als in Grünlandböden, jedoch ist der typische Schwankungsbereich von 0,2 bis 0,6 mg Cd_{ges}/kg bei beiden Nutzungen vergleichbar. Für die Pelit-haltigen Ackerböden ergibt sich im Untersuchungsraum ein Mittelwert von 0,33 mg Cd_{ges}/kg, wobei keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen der Pelit-haltigen Substraten erkennbar sind (siehe Tab. 40). Die weit seltener vorkommenden Sandstein-reichen Ackerböden oder jene mit hohem Anteil an basischen Magmatiten besitzen im Untersuchungsraum ebenfalls ähnliche Durchschnittskonzentrationen. Sie weichen damit von den landesweiten Daten ab (siehe Tab. 38 und Tab. 39).

Tab. 39 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	0,56	0,62	0,80	0,94	1,04
Oberboden, Wald	15	0,20	0,50	0,60	0,74	0,81
Oberboden, Acker	14	0,37	0,48	0,54	0,62	0,58
Oberboden, Grünland	18	0,44	0,53	0,92	1,08	1,54
Unterboden	29	0,13	0,17	0,28	0,51	0,51
Untergrund	25	0,07	0,12	0,17	0,26	0,31
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,039	0,052	0,068	0,085	0,091
Oberboden, Wald	13	0,030	0,077	0,172	0,213	0,216
Oberboden, Acker	14	0,008	0,019	0,033	0,052	0,053
Oberboden, Grünland	18	0,043	0,071	0,100	0,146	0,149
Unterboden	22	0,022	0,039	0,120	0,183	0,199
Untergrund	20	0,007	0,012	0,020	0,062	0,026

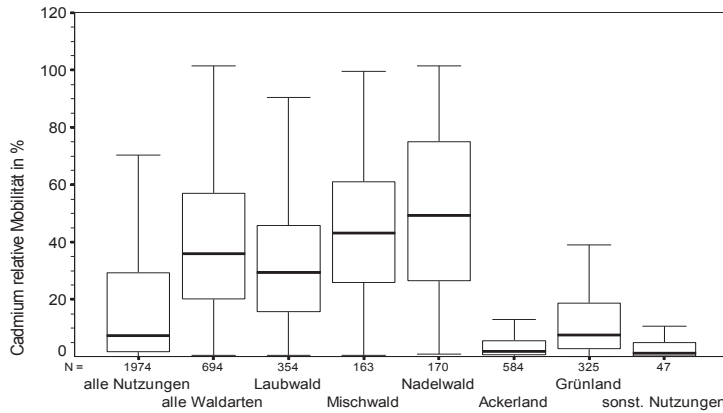


Abb. 39
Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten die Grünlandoberböden auf Blatt Rockenhausen durchschnittlich 0,40 mg Cd_{ges}/kg, bei einem typischen Wertebereich von 0,30 -0,63 mg Cd_{ges}/kg. Als Ausreißer sind Gehalte >0,84 mg Cd_{ges}/kg anzusehen, die aber nur an einem Standort angetroffen wurden. Die geringe Fallzahl verbietet eine tiefere statistische Auswertung nach den 4 Untergruppen der Pelite,

Tab. 40 Cadmium in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	0,39	0,52	0,92	1,16	1,36
Oberboden, Wald	15	0,18	0,27	0,37	0,48	0,64
Oberboden, Acker	45	0,21	0,30	0,45	0,55	0,77
Oberboden, Grünland	19	0,31	0,40	0,63	0,80	0,84
Unterboden	38	0,07	0,13	0,23	0,34	0,45
Untergrund	53	0,02	0,07	0,12	0,20	0,26
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,033	0,061	0,082	0,138	0,153
Oberboden, Acker	43	0,001	0,004	0,014	0,021	0,027
Oberboden, Grünland	18	0,007	0,014	0,027	0,034	0,035
Unterboden	28	0,006	0,013	0,023	0,040	0,042
Untergrund	36	0,003	0,009	0,027	0,047	0,054
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,13	0,18	0,29	0,33	0,33
Oberboden, Acker	16	0,29	0,35	0,46	0,78	0,52
Unterboden	17	0,04	0,06	0,15	0,16	0,17
Untergrund	19	0,06	0,11	0,20	0,35	0,36
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	0,026	0,051	0,087	0,127	0,161
Oberboden, Acker	16	0,002	0,004	0,010	0,026	0,012
Unterboden	14	0,003	0,004	0,013	0,048	0,013
Untergrund	17	0,005	0,023	0,040	0,072	0,086

jedoch scheinen die Pelit-reichen Böden auch bei dieser Nutzung einen leicht überdurchschnittlichen Cd_{ges} -Gehalt zu besitzen. In den Grünlandböden der Talauen wurden Werte zwischen 0,22 und 0,46 mg Cd_{ges} /kg festgestellt, was im Landesvergleich tendenziell niedrig ist.

Da dank Kalkung die Bodenreaktion in Ackerböden \geq pH 5,5 liegt (siehe 4.1.2.), beträgt der mittlere Mobilgehalt in Ackerböden des Untersuchungsraum nur 0,003 mg Cd_{mob} /kg (0,002-0,016). In Ackerböden liegen damit etwa 0,5-5% des Gesamtgehaltes in leicht mobilisierbaren Bindungsformen vor. Aufgrund der tieferen pH-Werte beträgt der mittlere Mobilgehalt in Grünlandböden fast 0,01 mg Cd_{mob} /kg und auch die typische Spannweite liegt etwa um das 2-3-fache höher über der der Ackerböden. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von 1-10%.

Der mittlere Gesamtgehalt in den organischen Auflagen der Laubwälder liegt mit 0,47 mg Cd_{ges} /kg nahe am landesweiten Durchschnittswert von 0,51 mg Cd_{ges} /kg. Der Schwankungsbereich von 0,4 bis 1 mg Cd_{ges} /kg entspricht ebenfalls den landesweiten Daten. Konzentrationen >1 mg Cd_{ges} /kg sind als Ausreißer anzusehen. Dieser Wert wird auf Blatt Rockenhausen in ca. 8% der Fälle leicht überschritten. In annähernd allen Waldböden enthält die Humusaufgabe um einen 2- bis 6-fachen höheren Cd_{ges} -Gehalt als der folgende Oberboden. Im Mittel liegt er in der organischen Auflage um 0,29 mg Cd_{ges} /kg höher, wobei dieser Wert stark schwankt.

Tab. 40 Cadmium in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil $>1/3$)						
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	0,35	0,40	0,58	0,64	0,65
Oberboden, Wald	21	0,09	0,13	0,22	0,45	0,33
Oberboden, Acker	11	0,16	0,27	0,43	0,54	0,55
Unterboden	32	0,06	0,11	0,17	0,22	0,30
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,027	0,056	0,072	0,139	0,094
Oberboden, Wald	19	0,018	0,034	0,048	0,114	0,063
Oberboden, Acker	10	0,002	0,003	0,008	0,028	0,010
Unterboden	25	0,013	0,031	0,072	0,124	0,139
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil $>1/3$) und Sandstein-führend (Anteil $<1/3$)						
pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	0,10	0,13	0,23	0,47	0,37
Oberboden, Wald	10	0,07	0,10	0,12	0,15	0,17
Unterboden	12	0,05	0,06	0,11	0,16	0,17
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,005	0,015	0,037	0,044	0,068
Oberboden, Wald	10	0,015	0,036	0,044	0,056	0,068
Unterboden	13	0,002	0,013	0,027	0,041	0,031

Der Cd_{ges} -Gehalt im Mineralboden scheint einen leichten Einfluss auf den Gehalt in den Humusauflagen zu nehmen. Möglicherweise liegt die Ursache, wie beim Arsen vermutet, nur untergeordnet im biologischen Stoffkreislauf, sondern maßgeblich in der Einmischung mineralischer Komponenten in die Humusaufgabe. Typischerweise enthält die organischen Auflage einen aus dem Oberboden stammenden mineralischen Anteil von 10-40 Gew.%. So enthält die Humusaufgabe auf Pelit-reichen Substraten etwa 30% mehr Cd_{ges} als auf Lösslehm-reicheren Waldoberböden. Noch deutlicher sind die Unterschiede in ihren Oberböden. Dies deutet auf geogen unterschiedliche Cd_{ges} -Gehalte hin (siehe unten).

Trotz der deutlichen Anreicherung in der Humusaufgabe stellt diese Schicht aufgrund der geringen Mächtigkeit und der geringen Dichte für den gesamten Boden keinen erheblichen Speicher für dieses Schwermetall dar.

Die Mobilgehalte in organischen Auflagen der Laubwälder liegen im Untersuchungsraum mit durchschnittlich $0,035 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$ ($0,023 - 0,146$) unter dem landesweiten Mittelwert von $0,053 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$ ($0,029 - 0,176$). Der Mobilgehalt ist trotz der deutlich höheren Gesamtgehalte somit sogar überwiegend geringer als im folgenden Oberboden. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von ca. 8% (11% landesweit). Damit beträgt die mittlere relative Mobilität in der Humusaufgabe nur etwa $\frac{1}{3}$ des folgenden Oberbodens. Dieser für Cd relativ niedrige Wert wird auf die flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen und der damit verbundenen deutlichen Erhöhung des pH-Wertes zurückgeführt (siehe auch 4.1.2).

Die Waldoberböden enthalten im Untersuchungsraum bei einer typischen Schwankungsbreite von $0,10 - 0,55 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ im Mittel $0,18 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$, wobei im Gegensatz zu den landwirtschaftlich genutzten Böden in den unterschiedlichen Substraten Unterschiede zu beobachten sind. Die Pelit-reichen Waldoberböden weisen mit $0,27 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ einen höheren Mittelwert auf, als diejenigen die neben Pelit auch nennenswerte Anteile an Lösslehm und/oder Sandstein besitzen. In ihnen sind durchschnittlich $0,10 - 0,18 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ zu finden (siehe Tab. 40). Ob wirklich die natürlichen Gesamtgehalte in Pelit-reichen Substraten etwas höher sind, bleibt dennoch unsicher, da die Gesamtgehalte im Unterboden und -grund in den meisten Pelit-haltigen Substraten sich angleichen. Einzig sicher ist, dass ein zunehmender Sandsteinanteil in Waldböden tatsächlich zu geringeren geogenen Gesamtgehalten führt. Einen Hinweis darauf geben auch die Sandstein-reichen Waldoberböden, die im Untersuchungsraum nur $0,04$ bis $0,12 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ enthalten. Allerdings reicht die Datenmenge nicht für eine statistische Absicherung aus.

Da die Höhe des Mobilgehalts wesentlich vom pH-Wert gesteuert wird, sind in den Waldoberböden höhere Mobilgehalte und insbesondere eine deutlich höhere relative Mobilität als in landwirtschaftlich genutzten Böden vorhanden. Substratunabhängig liegt der Mittelwert im Projektgebiet bei $0,045 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$. Dies sind im Mittel 27% des Gesamtgehaltes, was auch der relativen Mobilität aller Pelit-haltigen Waldoberböden entspricht. Beim Absolutgehalt sind keine signifikanten Unterschiede zu den landesweiten Daten zu beobachten, während die relative Mobilität aufgrund der etwas günstigeren pH-Werte etwas unter dem Landesdurchschnitt liegt. Die relative Mobilität schwankt allerdings durch den unterschiedlichen Einfluss der Bodenschutzkalkungen in einem weiten Bereich von 10 bis 60%. Die höchsten mittleren Mobilgehalte sind mit $0,061 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$ aufgrund der überdurchschnittlichen Cd_{ges} -Gehalte in den Pelit-reichen Waldoberböden zu finden. Die Waldoberböden, die neben Peliten auch nennenswerte Anteile an Lösslehm und/oder Sandstein besitzen, weisen zwar im Mittel einen geringfügig tieferen pH-Wert auf, jedoch ist der Unterschied beim pH-Wert zu gering, als dass die unterschiedlichen Gesamtgehalte sich auch auf den absoluten Mobilgehalt durchschlagen. Insgesamt schwanken die pH-Werte innerhalb der 4 Substratgruppen der Pelite und damit auch die Cd_{mob} -Gehalte so stark,

dass die Variabilität des Cd_{mob} -Gehaltes innerhalb einer Substratgruppe größer als zwischen den Substraten ist (siehe Tab. 40).

Die hohen Mobilgehalte können neben der Anreicherung in der Humusauflage (Filterwirkung) auch eine Erklärung für die gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden geringeren Cd_{ges} -Gehalte sein. Die vertikale Verlagerung des hochmobilen Schwermetalls scheint zu einer Abreicherung im Oberboden zu führen.

Unterhalb des Oberbodens nehmen die Cd_{ges} -Gehalte in der Regel ab. Im Untersuchungsraum sind im Unterboden aller Pelit-haltigen Substrate im Mittel $0,15 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ zu finden, wobei aus dieser Gesamtgruppe die Pelit-reichen Unterböden mit einem fast doppelt so hohen Mittelwert ($0,27 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$) herausragen. Damit liegen sie auch deutlich über dem landesweiten Durchschnitt (siehe Tab. 40). Die Unterböden, die neben Pelite auch Lösslehm- und/oder Sandstein beinhalten, sind mit durchschnittlich $0,14$ bis $0,18 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ zwar Cd_{ges} -ärmer, liegen aber ebenfalls über dem Landesdurchschnitt. In tieferen Horizonten kann der Cd_{ges} -Gehalt gelegentlich wieder ansteigen. Auffallende Konzentrationssprünge sind an eine veränderte Substratzusammensetzung (Schichtwechsel) gebunden, insbesondere wenn gleichzeitig auch ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes stattfindet. Ein besonders prägnantes Beispiel hierfür ist Profil 1 (Abb. 40), wo in einem Schwarzpelit-haltigen Untergrundhorizont der Cd_{ges} -Gehalt über den Gehalt der Humusauflage ansteigt.

Der Unterschied zwischen Ober- und Unterboden ist in landwirtschaftlich genutzten Böden ausgeprägter als in Waldböden, nicht nur wegen der höheren Cd_{ges} -Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Oberböden, sondern es scheint, dass die tieferen Horizonte der Acker- und Grünlandböden zudem auch absolut etwas weniger Cd_{ges} enthalten. Sowohl die Unterboden- als auch die Untergrundhorizonte der Waldböden weisen einen höheren Cd_{ges} -Gehalt auf als die der landwirtschaftlichen Nutzflächen. In den tieferliegenden und in der Regel Lösslehm-freien Untergrundhorizonten tritt dies noch deutlicher hervor. Unter Wald enthalten die Untergrundhorizonte im Mittel $0,14 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$, während bei landwirtschaftlicher Nutzung der Mittelwert nur $0,05 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ beträgt. Sicherlich sind die Unterschiede gering und die Fallzahl für eine statistische Absicherung ungenügend, dennoch deutet dies auf eine höhere vertikale Verlagerung in den sauren Waldböden hin, während durch die höheren pH-Werte Cd im Oberboden der landwirtschaftlich genutzten Böden verbleibt bzw. sich anreichert. Ein nutzungsspezifischer Eintrag wie z.B. durch Cd-haltige Phosphordünger ist trotz allem nicht auszuschließen.

Der höchste Gesamtgehalt im gesamten Untersuchungsraum wurde in einem Grünlandoberboden mit $1,31 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ festgestellt. Somit wird der für den Gesamtgehalt strengste Prüfwert der BBodSchV (1999) von $10 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$, der an sich für Kinderspielflächen anzuwenden ist, in allen untersuchten Proben grundsätzlich weit unterschritten.

Trotz Kalkung weisen etwas mehr als der Hälfte der Ackerböden im Untersuchungsraum einen pH-Wert von etwas unter pH 6 auf. Daher gilt für die überwiegend schluffig/lehmgigen Böden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von $0,4 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Dieser wird in 60% der Fälle meist leicht überschritten, wobei lediglich ein Ackerboden $1 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ erreicht. In den Ackerböden mit höherem pH-Wert wird der Vorsorgewert von $1 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ nicht erreicht. Zu fast 90% liegen die Cd_{ges} -Gehalte um mehr als die Hälfte niedriger. Daher halten die untersuchten Ackerböden auch die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von $1 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ bzw. $1,5 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ein.

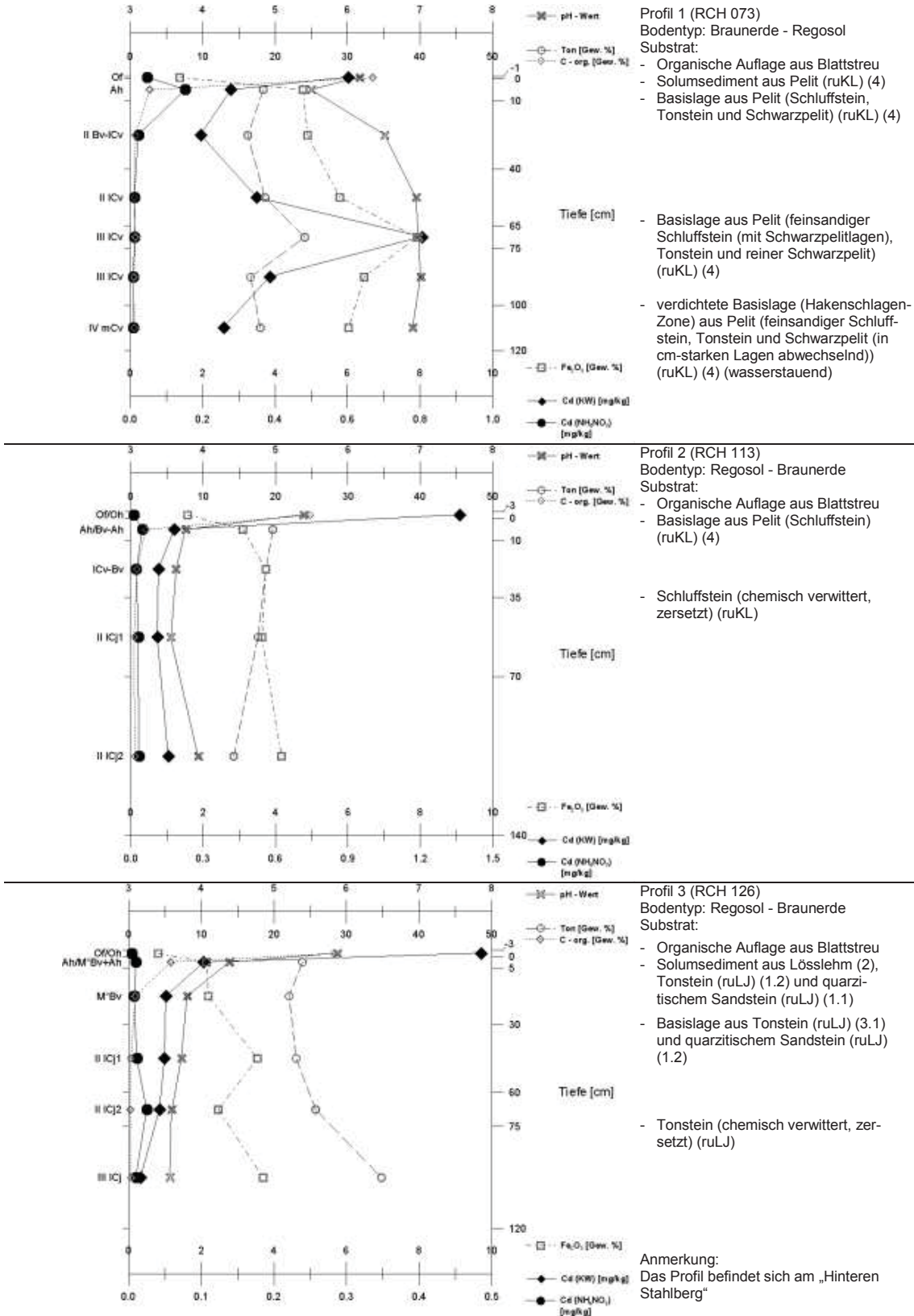
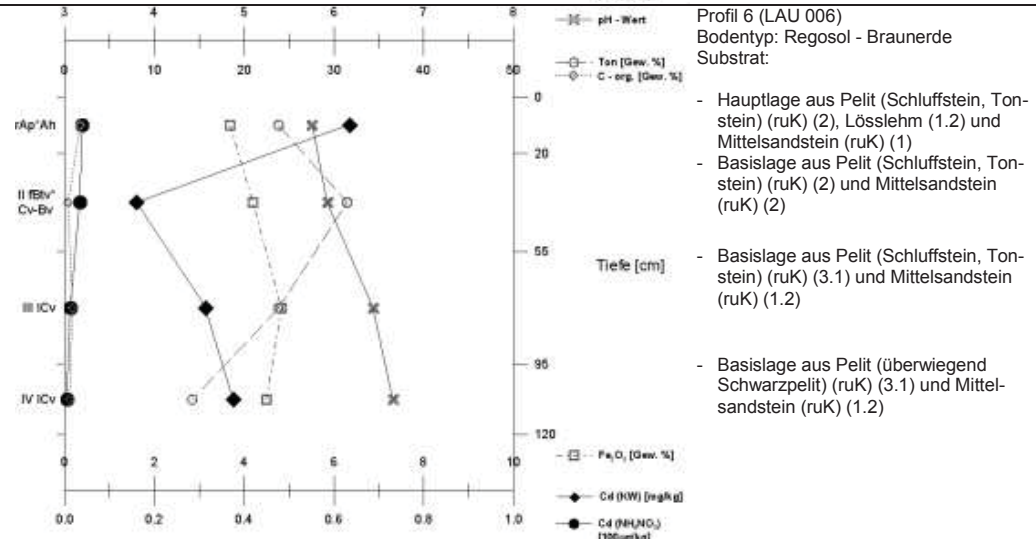
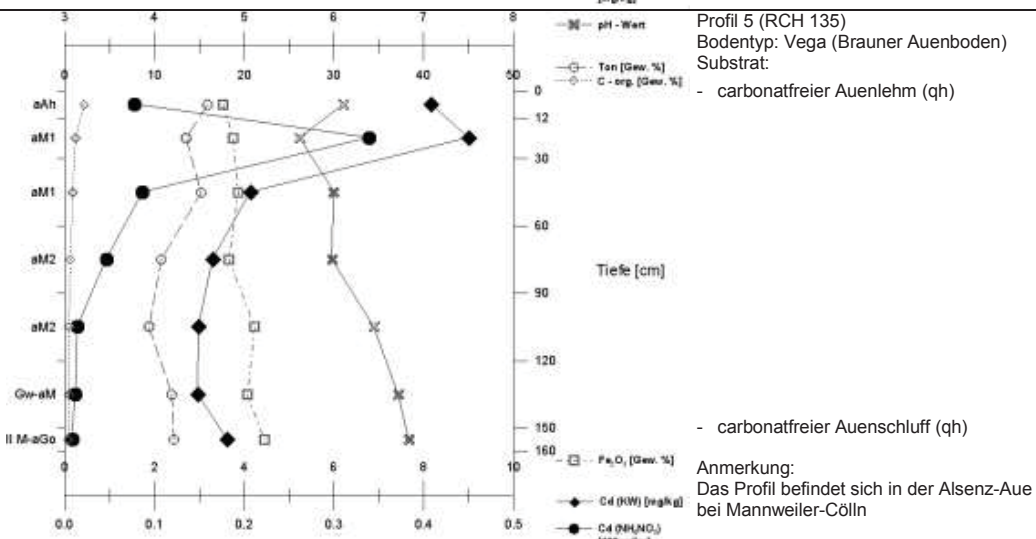
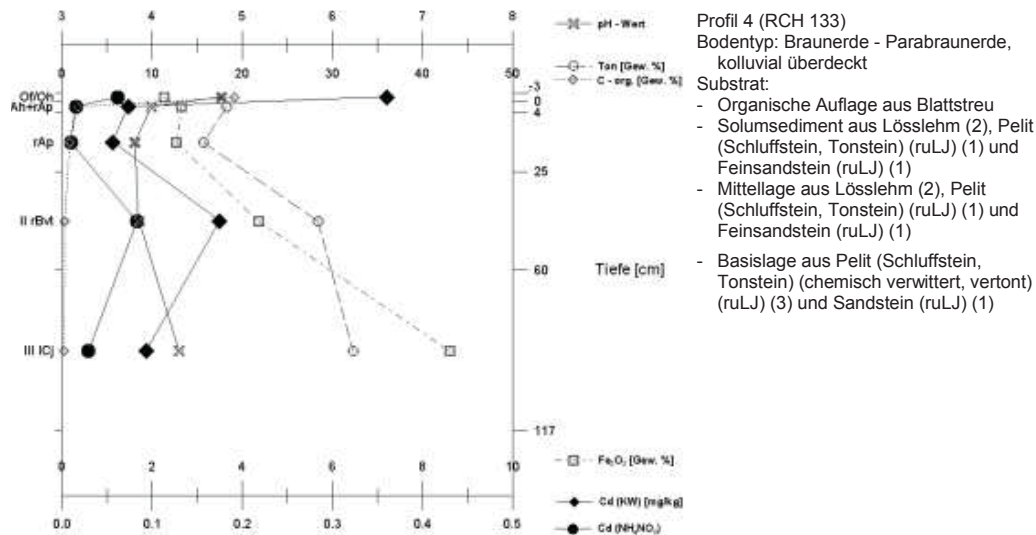


Abb. 40 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 40 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich

Anders als in den letzten Bodenzustandsberichten sind die festgestellten Mobilgehalte in den Ackerböden erfreulich niedrig. Der für Ackerböden gültige Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) von 0,1 mg Cd_{mob}/kg wird nicht annähernd in einem Standort erreicht. 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. 96% der Ackerböden unterschreiten auch 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 zur Beurteilung herangezogen werden.

Da alle Waldoberböden eine Bodenreaktion von weniger als pH 6 zeigen, gilt, sofern ihr Humusgehalt nicht über 8 Gew.% liegt, bei der Mehrheit der Böden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg. Nur in einem Oberboden wurde eine geringfügig höhere Konzentration gefunden. In 6% der Fälle ist der Vorsorgewert von 1 mg Cd_{ges}/kg anzusetzen, der aber nicht annähernd erreicht wird. Von einer Ausnahme abgesehen (siehe Profil 1, Abb. 40) enthalten alle Horizonte auf Blatt Rockenhausen, die in einer Tiefe von >30cm liegen, weniger als 0,4 mg Cd_{ges}/kg.

Infolge niedriger pH-Werte sind in etwa 75% der Waldoberböden Cd_{mob}-Gehalte von mehr als 0,025 mg Cd_{mob}/kg zu finden. In jedem 7. Waldoberboden sind es sogar mehr als 0,1 mg Cd_{mob}/kg. Der letztere Wert entspricht nicht nur dem Maßnahmenwert der BBodSchV im Ackerbau, sondern wird bei der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) auch als Prüfwert für die Qualität des Bodensickerwassers herangezogen. Sofern in den tieferliegenden Horizonten der pH-Wert unter 4 und der Gesamtgehalt über 0,2 mg Cd_{ges}/kg liegt, ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass sich erhöhte Mobilgehalte auch in tieferen Profilschnitten fortsetzen. Allerdings erfüllen nur ca. 5% der untersuchten tiefliegenden Horizonte beide ungünstige Kriterien und an keinem der Unterboden- und Untergrundhorizonte wurden Mobilgehalte von >0,1 mg Cd_{mob}/kg gemessen. Vereinzelt treten auch bei geringen Cd_{ges}-Gehalten Mobilgehalte von >0,025 mg Cd_{mob}/kg auf. Anfällig scheinen vor allem die Cj-Horizonte der intensiv zersetzten Pelite zu sein (siehe auch Profil 2, 3 und 4, Abb. 40).

4.2.4. Chrom

Die auf dem Blatt Rockenhausen weiträumig vorkommenden Pelit-haltigen Substrate besitzen im Oberboden typische Chrom-(Cr-)Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; Cr_{ges}) von 20-40 mg Cr_{ges}/kg. In der Literatur werden für Tonsteine und Schiefer deutlich höhere Konzentrationen von 60-120 mg/kg beschrieben (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Dass solche Gehalte in den Böden nicht erreicht werden, hat im Wesentlichen zwei Gründe. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Königswassermethode werden bestimmte Bindungsformen nicht erfasst, was gerade beim Cr zu geringeren Befunden führt. Hinzu kommt, dass der Begriff Pelit sowohl Tonsteine als auch Cr-ärmere Schluffsteine umfasst. Je nach Mischungsverhältnis dieser Sedimentgesteine schwankt entsprechend der lithogene Gehalt. Die ebenfalls im Untersuchungsraum kleinräumig vorkommenden Sandsteine zählen mit <20 mg Cr/kg zu den Cr-armen Gesteinen.

In der thematischen Karte der substratspezifischen Cr-Gehalte (siehe Kartenanlage) fallen Gebiete mit mittleren Gehalten von >60 mg Cr_{ges}/kg auf. Dies sind die Böden aus Substraten der basischen Magmatite, die im Untersuchungsraum einen Flächenanteil von nur etwa 5 % besitzen und zu den Cr-reichsten Gesteinen zählen. Bei ihnen können Gesamtgehalte von 150 bis 200 mg/kg auftreten (RÖSLER &

LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Von den basischen Magmatiten abgesehen ist die räumliche Verteilung der Cr_{ges} -Gehalte auf Blatt Rockenhausen gleichförmig, d.h. dass leichte Über- und Unterschreitungen der substratspezifischen Mittelwerte im gesamten Untersuchungsraum vorkommen. Besondere räumliche Belastungsschwerpunkte treten nicht auf.

Der Gesamtgehalt (Cr_{ges}) korreliert wie bei Kupfer, Nickel oder Zink mit dem Tongehalt und insbesondere mit dem Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt (siehe Abb. 41). Dass der Cr_{ges} -Gehalt zum großen Teil durch diese spezifischen Bodenparameter erklärbar ist, weist auf naturnahe Verhältnisse hin.

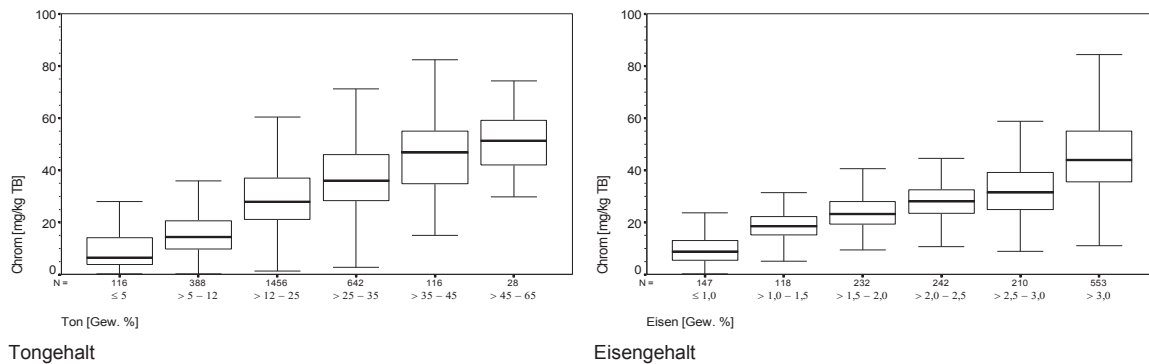


Abb. 41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

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 beim Cr zwar sowohl der absolute Mobilgehalt als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch nimmt der absolute Mobilgehalt bei pH-Werten von <3,5 wieder ab, während die relative Mobilität weiter leicht ansteigt. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch das - allerdings hochmobile - Cadmium. 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 <4, in dem die maximale Mobilität erreicht wird, übersteigt die relative Mobilität im Mittel nicht einen Wert von 0,2%.

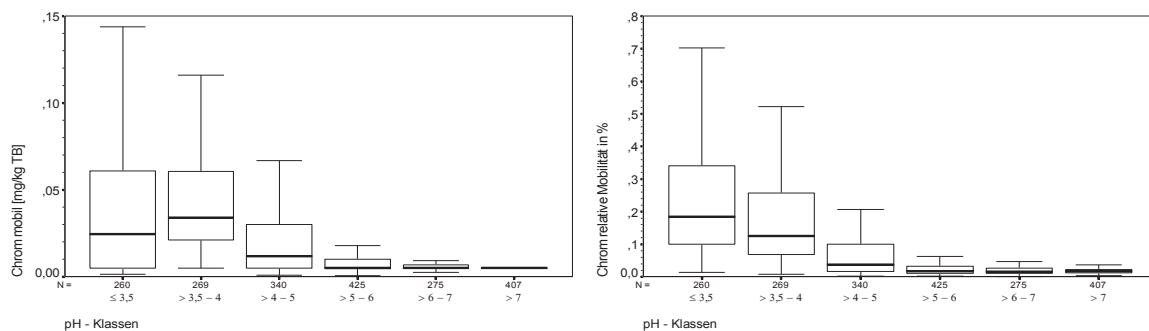


Abb. 42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

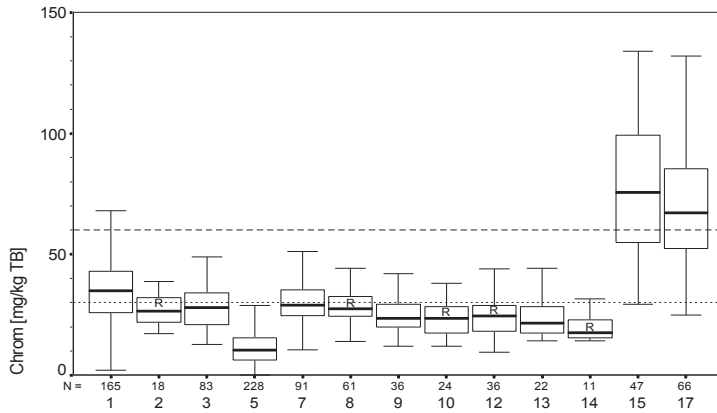


Abb. 43
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Chrom im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

Im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten die Waldoberböden im Untersuchungsraum durchschnittlich 18 mg Cr_{ges}/kg. Die Gehalte bewegen sich in einem typischen Bereich von 14 bis 35 mg Cr_{ges}/kg. In Waldoberböden liegen die Cr_{ges}-Gehalte in den Pelit-reichen Böden tendenziell geringfügig über denen der Lösslehm-reicheren Standorten. Die Situation in den Waldoberböden auf Blatt Rockenhausen deckt sich weitgehend mit den in den Tab. 41 dargestellten landesweiten Daten. Aufgrund der geringen Fallzahl sind die Unterschiede innerhalb der Pelit-haltigen Substrate zwar statistisch unsicher und beim Mittelwert nur angedeutet, jedoch ist die Wahrscheinlichkeit, überdurchschnittliche Gehalte anzutreffen, bei den Pelit-reichen Substraten größer. So liegt die Ausreißergrenze bei den Pelit-reichen Waldoberböden bei 35 mg Cr_{ges}/kg, während sie bei den Lösslehm-reicheren Standorten sich bei etwa 25 mg Cr_{ges}/kg befindet.

Die Nutzung hat bei den Pelit-haltigen Substraten zumindest indirekt einen größeren Einfluss auf den Cr_{ges}-Gehalt als die Substrat-bedingten Unterschiede innerhalb der 4 Pelit-Untergruppen. Anders als z.B. bei Blei sind es nicht die Waldoberböden, die im Mittel die höheren Cr_{ges}-Gehalte aufweisen, sondern die landwirtschaftlich genutzten Böden. Dies wurde auch schon bei anderen Substraten wie z.B. aus Tonschiefer und Sandstein beobachtet (HAUENSTEIN 2000, 2001). Es gibt einige Indizien, dass dies nicht durch spezifische Einträge der Landwirtschaft hervorgerufen wird, sondern dass Cr in sauren Waldböden trotz des geringen Mobilanteils vermutlich gemeinsam mit Eisen (Fe_{ges}) vertikal verlagert wird, was zu sinkenden Cr_{ges}-Gehalte im Oberboden führt. So enthalten die Waldoberböden der Pelite im Mittel zwischen 2,7 und 1,8 Gew.% Fe_{ges}, wobei die höheren Fe_{ges}-Gehalte die Pelit-reichen Substrate besitzen, die niedrigsten die Mischsubstrate aus Lösslehm, Pelit und Sandstein. Die Oberböden

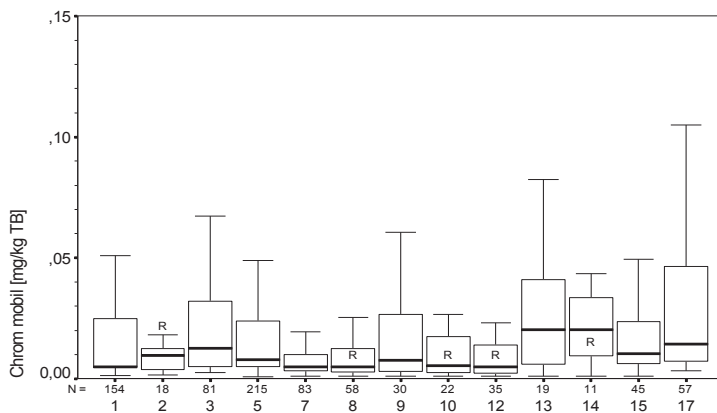


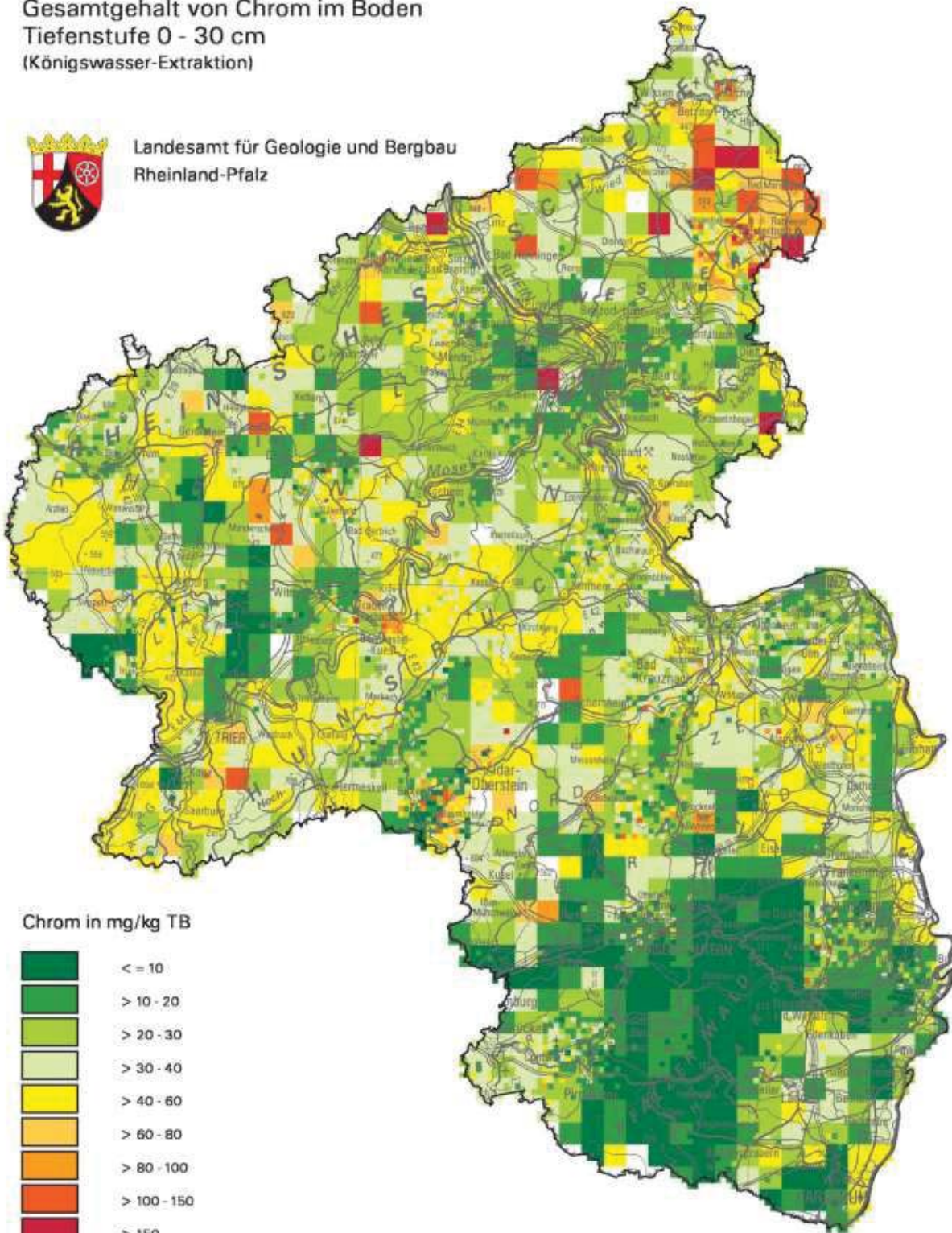
Abb. 44
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Chrom im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

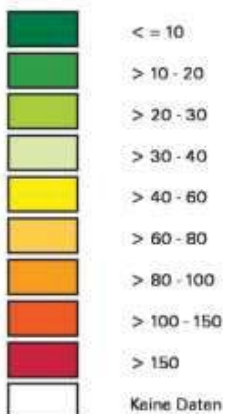
Gesamtgehalt von Chrom im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Chrom in mg/kg TB



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

Tab. 41 Chrom in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	11	12	15	17	18
Oberboden, Wald	15	17	21	25	35	35
Oberboden, Acker	45	26	29	36	45	51
Oberboden, Grünland	19	26	29	33	42	44
Unterboden	38	20	30	44	57	65
Untergrund	53	26	30	35	42	45
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Wald	11	0,005	0,009	0,033	0,090	0,045
Oberboden, Acker	43	0,001	0,002	0,005	0,012	0,009
Oberboden, Grünland	18	0,005	0,008	0,018	0,023	0,026
Unterboden	28	<0,001	0,003	0,024	0,044	0,060
Untergrund	36	0,003	0,011	0,037	0,051	0,070
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Wald	11	14	19	28	39	42
Oberboden, Acker	16	24	26	28	31	31
Unterboden	17	21	27	32	34	35
Untergrund	19	18	24	36	75	50
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Wald	10	0,008	0,017	0,020	0,028	0,032
Oberboden, Acker	16	0,002	0,004	0,011	0,019	0,022
Unterboden	14	<0,001	0,006	0,010	0,022	0,025
Untergrund	17	0,003	0,013	0,022	0,050	0,028

der landwirtschaftlichen Nutzflächen weisen im Verbreitungsgebiet der Pelite einen mittleren Fe_{ges}-Gehalt von 3,0 Gew.% auf, wobei sich Acker- und Grünlandböden kaum unterscheiden. In tieferen Horizonten steigen bei allen Nutzungen die Fe_{ges}-Gehalte auf etwa 3,1 bis 3,2 Gew.% an. Dass inner-

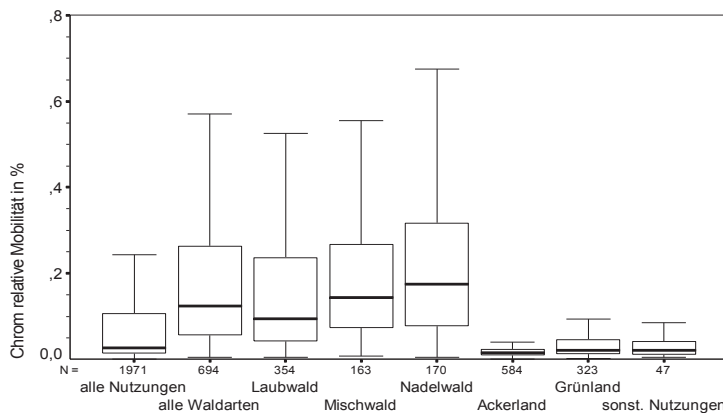


Abb. 45
Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Tab. 41 Chrom in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	8	12	21	27	36
Oberboden, Wald	21	15	17	22	25	26
Oberboden, Acker	11	24	28	31	40	38
Unterboden	32	15	20	27	30	36
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,007	0,022	0,032	0,043	0,044
Oberboden, Wald	19	0,012	0,025	0,042	0,101	0,082
Oberboden, Acker	10	0,002	0,003	0,004	0,015	0,004
Unterboden	25	0,015	0,024	0,046	0,078	0,081
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	17	22	29	33	44
Oberboden, Wald	10	15	17	20	22	24
Unterboden	12	15	21	29	32	36
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	18	0,001	0,019	0,039	0,060	0,082
Oberboden, Wald	10	0,022	0,034	0,053	0,073	0,082
Unterboden	12	0,010	0,022	0,044	0,061	0,066

halb einer Substratgruppe die Ackerböden mehr Fe_{ges} enthalten als die Waldböden, kann zudem durch Pflügen verursacht sein, wodurch Cr-(Fe-)reicheres Material aus tieferen Horizonten in den Oberboden gelangt.

Da der Mobilgehalt wesentlich vom pH-Wert gesteuert wird, hat die Nutzung einen größeren Einfluss als die Substratzusammensetzung. Die Kalkung landwirtschaftlich genutzter Böden führt zu deutlich geringeren Cr_{mob}-Gehalte als in den Waldoberböden. Die Ackerböden auf Blatt Rockenhausen weisen substratunabhängig einen mittleren Mobilgehalt von 0,004 mg Cr_{mob}/kg auf. Sie schwanken in einem typischen Bereich von 0,002 bis 0,018 mg Cr_{mob}/kg.

In den Grünlandböden sind aufgrund der niedrigeren pH-Werte mit durchschnittlich 0,008 mg Cr_{mob}/kg (0,004-0,028) die Mobilgehalte etwas höher. Die relative Verfügbarkeit am Cr_{ges}-Gehalt beträgt damit im Mittel 0,01 bzw. 0,02%.

Aufgrund des großen Flächenanteils gelten die substratunabhängigen Angaben zu den Grünlandböden auch weitgehend für die Pelit-haltigen Substrate. Sowohl in den Ackerböden der Cr_{ges}-reichen basischen Magmatite als auch in denen der spurenelementarmen Sandsteine sind ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zu den oben genannten Mobilgehalten festzustellen.

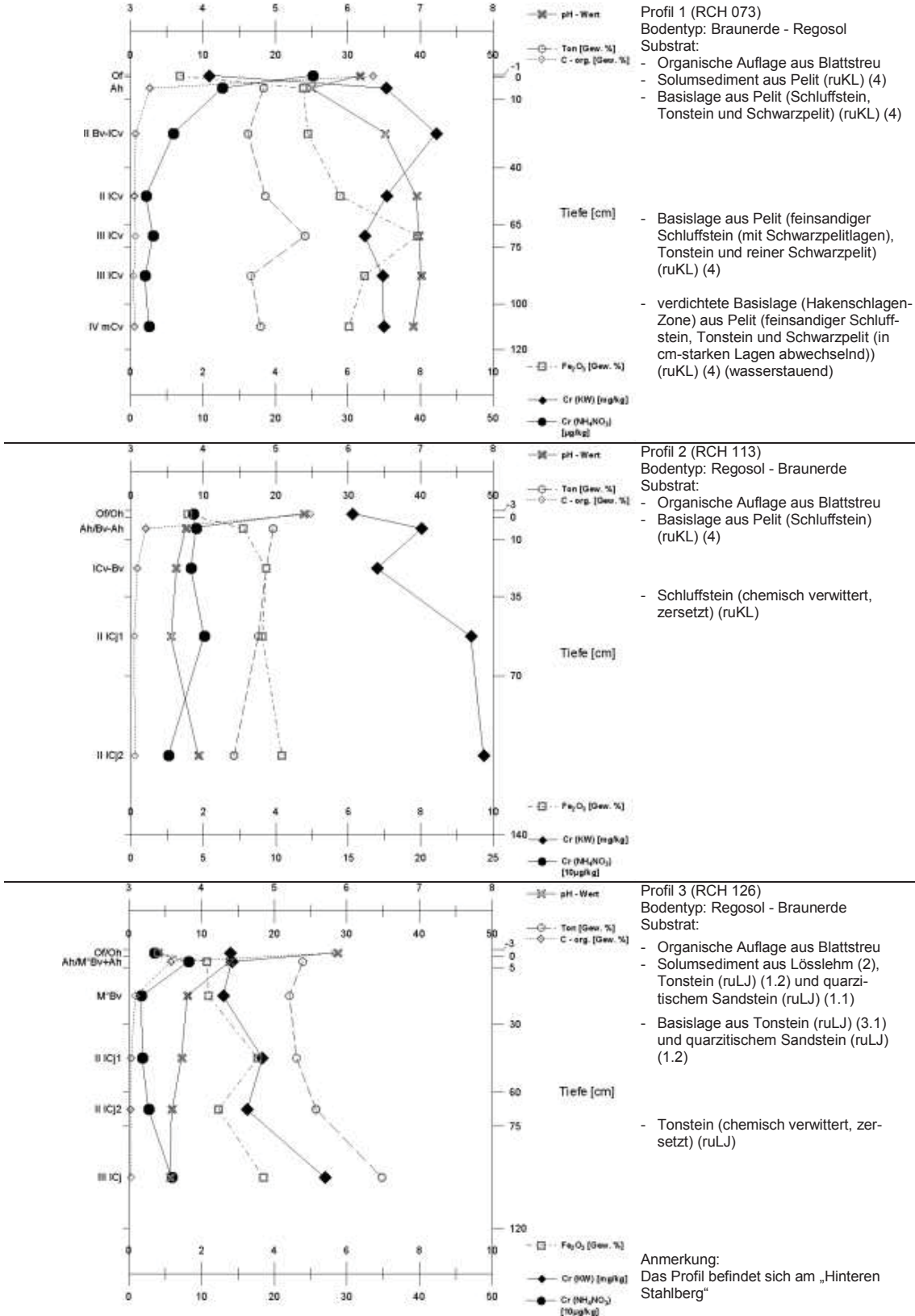
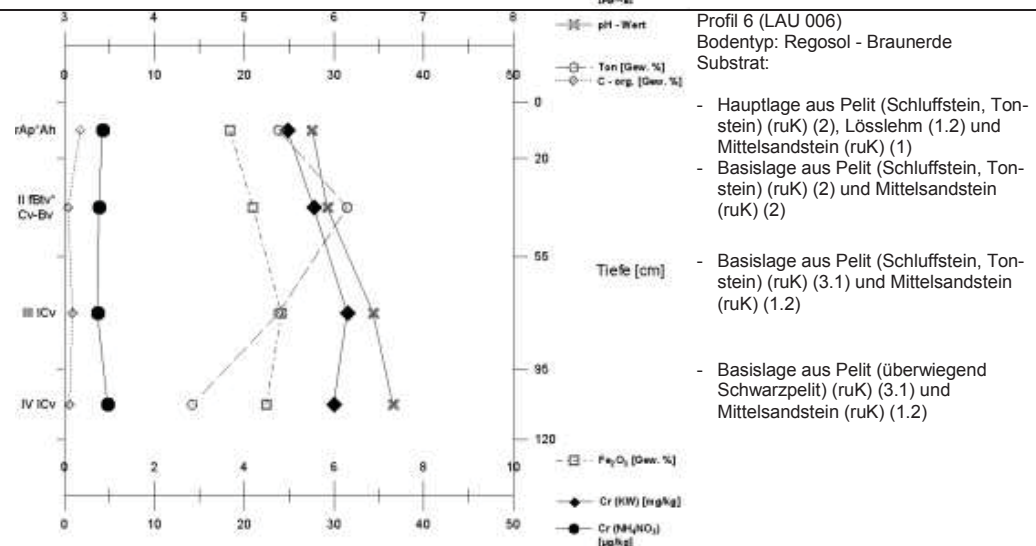
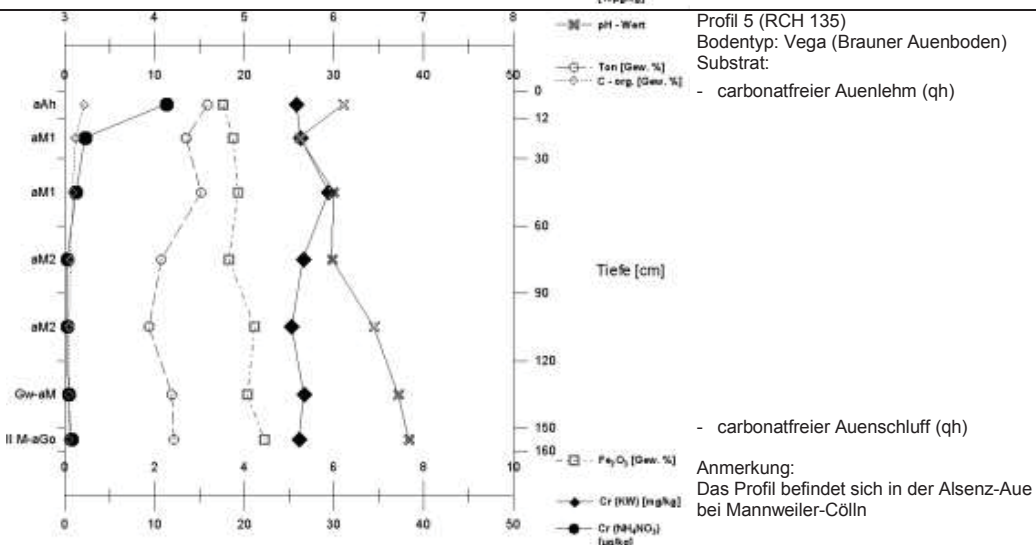
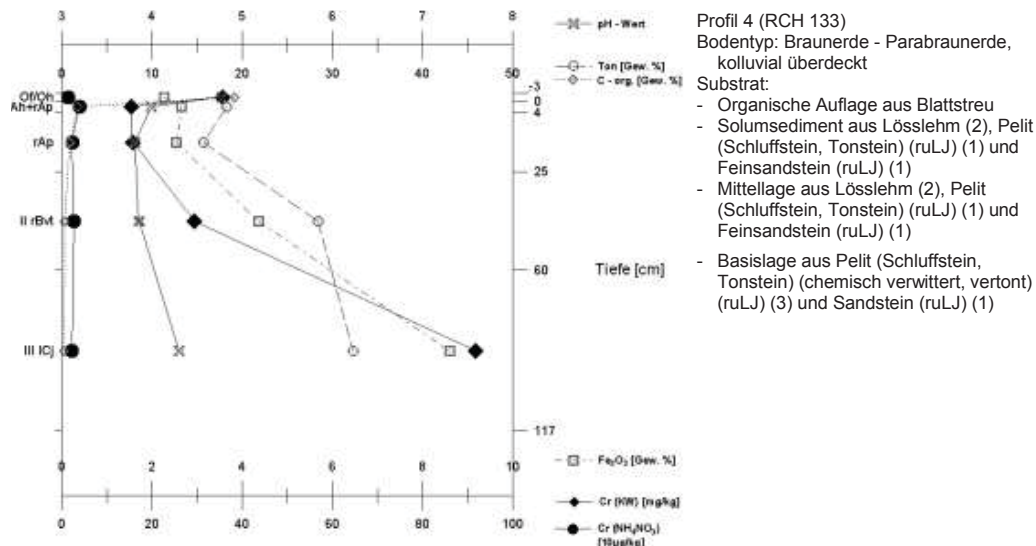


Abb. 46 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 46 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich

Die niedrigsten Cr_{ges} -Gehalte im gesamten Bodenprofil sind in den Pelit-haltigen Waldböden des Untersuchungsraums mit durchschnittlich 13 mg Cr_{ges} /kg überwiegend in der Humusaufgabe zu finden. Dies entspricht auch etwa dem landesweiten Mittelwert für die Humusaufgaben der Laubwälder. In etwa $\frac{3}{4}$ der Fälle enthält die Humusaufgabe weniger Cr_{ges} als der folgende Oberboden. Gegenüber dem Oberboden schwankt der Cr_{ges} -Gehalt in der Humusaufgabe allerdings in einem weiten Bereich von typisch 30 bis 150%. Dass der Cr_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe vom Angebot des Mineralbodens direkt beeinflusst wird, ist innerhalb der Gruppe der Pelit-haltigen Substrate nicht erkennbar, wohl aber im Vergleich mit sehr Cr-armen oder -reichen Substraten, da auch Humusaufgaben einen gewissen Anteil Mineralboden enthalten.

Die Mobilgehalte liegen in den organischen Auflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 0,03 mg Cr_{mob} /kg (0,01 – 0,07 mg Cr_{mob} /kg) mehr als 30% unter dem landesweiten Mittelwert. Auch bei diesem Spurenelement wird ein Zusammenhang zu den flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen und der damit verbundenen deutlichen Erhöhung des pH-Wertes gesehen (siehe auch 4.1.2). Damit liegen etwa 0,1-0,4% des Cr_{ges} in leicht mobilisierbaren Bindungsformen vor.

Obwohl in den Humusaufgaben der pH-Wert typischerweise zwischen 0,6 bis 1,5 Einheiten höher als im folgenden Mineralbodenhorizont liegt und zudem die Gesamtgehalte in der Mehrheit niedriger sind, ist der Cr_{mob} -Gehalt in den organischen Auflagen in über der Hälfte der Fälle höher als im folgenden Mineralboden. Damit ist die relative Mobilität in der Humusaufgabe deutlich 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 Spurenmetalle auch in der organischen Auflage sehr immobil.

Der vertikale Verlauf der Cr_{ges} -Konzentration im Bodenprofil zeigt unterhalb des Oberbodens meist die enge geochemische Beziehung zum Fe_{ges} -Gehalt. Sehr anschaulich ist dies in Profil 3 und 4 (Abb. 46) zu beobachten. Auffallende Konzentrationsunterschiede innerhalb eines Bodenprofils treten normalerweise nur dann auf, wenn sich die Substratzusammensetzung deutlich ändert. In der Regel steigen die Cr_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Waldböden mit der Tiefe leicht an. Bei hohem Pelitgehalt enthalten Unterboden und -grund im Mittel um 30 mg Cr_{ges} /kg und Gehalte über 60 mg Cr_{ges} /kg treten nur selten auf. Die Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden weisen einen um etwa $\frac{1}{3}$ geringeren Cr_{ges} -Gehalt auf. Dies wird vor allem auf die verdünnende Wirkung des Lösslehms zurückgeführt. In Unterboden und -grund der Pelit-haltigen Substrate sind anders als beim Cd keine signifikanten nutzungsbezogenen Unterschiede zu beobachten, wohl aber die engen geochemischen Beziehungen zum Fe_{ges} -Gehalt.

Der vertikale Konzentrationsverlauf der Mobilgehalte wird nur wenig vom Gesamtgehalt beeinflusst, sondern auch hier steuert der pH-Wert maßgeblich den Mobilanteil. Daher werden Konzentrations-sprünge beim Gesamtgehalt vom Mobilgehalt kaum nachgezeichnet. Trotz des höheren Cr_{ges} -Gehaltes enthalten die Pelit-reichen Unterböden nur durchschnittlich 0,003 mg Cr_{mob} /kg. In den Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden liegt der mittlere Mobilgehalt mit 0,024 mg Cr_{mob} /kg hingegen auffallend höher. Dies führt zu einem um etwa Faktor 5 höheren Anteil am Gesamtgehalt als in den Pelit-reichen Unterböden. Es besteht ein eindeutiger Zusammenhang zum pH-Wert. Die Pelit-reichen Unterböden weisen eine durchschnittliche Bodenreaktion von pH 5,0 auf, während bei höherem Lösslehmanteil diese Horizonte einen mittleren pH-Wert von 4 besitzen (siehe 4.1.2.). Insgesamt können die Mobilgehalte aber in allen Pelit-haltigen Substratgruppen deutlich schwanken, da auch der pH-Wert in Abhängigkeit vom

Verwitterungszustand der Pelite erheblich variiert. In den meist Lösslehm-freien Untergrundhorizonten besteht die Tendenz zu leicht ansteigenden Mobilgehalten, da hier der pH-Wert im Mittel unter 5 liegt. Allerdings schwankt gerade in den C-Horizonten der Pelite die Bodenreaktion in einem sehr weiten Bereich und in Folge dessen auch die Mobilgehalte. Insgesamt stehen die Cr_{mob} -Gehalte und die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt auch in den tieferen Profilabschnitten in sehr gutem Einklang mit den in Abb. 42 dargestellten Werten.

Tab. 42 Chrom in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^(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	204	5	8	11	13	18
Oberboden, Wald	156	5	8	11	14	20
Oberboden, Acker	29	14	19	24	43	27
Oberboden, Grünland	21	15	18	21	24	29
Unterboden	148	4	7	13	18	22
Untergrund	130	4	8	16	23	29
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	<0,001	0,023	0,040	0,252	0,100
Oberboden, Wald	155	<0,001	0,011	0,026	0,066	0,065
Oberboden, Acker	23	<0,001	0,003	0,007	0,025	0,018
Oberboden, Grünland	20	0,005	0,014	0,025	0,089	0,030
Unterboden	136	0,002	0,007	0,013	0,025	0,028
Untergrund	103	0,001	0,004	0,010	0,016	0,020

In den Sandstein-reichen Waldböden des Projektgebietes wurden im Oberboden Konzentrationen zwischen 7 und 21 mg Cr_{ges} /kg und in deren Humusaufgaben zwischen 6 und 11 mg Cr_{ges} /kg festgestellt. Die sehr geringe Fallzahl verhindert eine tiefere Interpretation, aber es scheint, dass die Cr_{ges} -Gehalte sowohl in der Humusaufgabe als auch im Oberboden sich weitgehend im Normalbereich der landesweiten Daten bewegen (siehe Tab. 42). Die auf Blatt Rockenhausen aus dem Rotliegend stammenden Sandsteine besitzen dem Anschein nach ähnliche Cr_{ges} -Gehalte wie die Sandsteine des Buntsandstein, die den landesweiten Datenbestand dominieren. Die beobachteten Mobilgehalte liegen mit 0,03-0,04 mg Cr_{mob} /kg anscheinend etwas unter dem Landesdurchschnitt.

Auch bei den Sandstein-reichen Ackerböden ist die Datenmenge für eine statistische Bewertung nicht wesentlich günstiger. Der auf Blatt Rockenhausen festgestellte Wertebereich von 12-24 mg Cr_{ges} /kg liegt im Normalbereich des landesweiten Datenbestandes.

Die höchsten Cr_{ges} -Werte sind - wie oben erwähnt - im Untersuchungsraum in den Böden mit einem hohen Gehalt an basischen Magmatiten zu finden. Die überwiegend ackerbaulich genutzten Böden enthalten zwischen 40 und 108 mg Cr_{ges} /kg. Aufgrund der geringen Verbreitung sind auch bei dieser Substratgruppe die Angaben für Blatt Rockenhausen statistisch nicht abgesichert. Sie werden dennoch

Tab. 43 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	16	32	39	56	68
Oberboden, Wald	15	64	94	172	206	222
Oberboden, Acker	14	46	59	78	111	108
Oberboden, Grünland	18	58	75	96	128	132
Unterboden	29	79	111	152	197	222
Untergrund	25	91	126	167	196	239
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,032	0,051	0,067	0,204	0,109
Oberboden, Wald	13	0,020	0,029	0,047	0,071	0,085
Oberboden, Acker	14	0,005	0,006	0,008	0,011	0,010
Oberboden, Grünland	18	0,009	0,012	0,017	0,083	0,024
Unterboden	22	0,005	0,019	0,045	0,072	0,097
Untergrund	20	0,004	0,010	0,021	0,042	0,044

als naturnah bewertet, da sie sich in einem Konzentrationsspektrum wie in anderen Landschaftsräumen bewegen. Trotz der überdurchschnittlichen Gesamtgehalte sind die Mobilgehalte nicht höher als bei anderen Substratgruppen.

In der BBodSchV (1999) ist für die Bodenarten Schluff/Lehm der Vorsorgewert mit 60 mg Cr_{ges}/kg festgesetzt. Dieser ist für ca. 90% der untersuchten Oberböden anzuwenden.

Überschreitungen sind fast ausschließlich in jenen Oberböden zu beobachten, deren Substrate basische Magmatite enthalten. Diese Gesteine besitzen einen überdurchschnittlichen geogenen Cr-Gehalt. Bestehen Substrate ausschließlich aus basischen Magmatiten, kann auch der Grenzwert der AbfklärV (1992) von 100 mg Cr_{ges}/kg erreicht oder überschritten werden. Dies wurde aber nur bei einem Ackerboden östlich von Nußbach festgestellt und dürfte im Bearbeitungsgebiet nur kleinräumig vorkommen. An diesen Standorten ist damit zu rechnen, dass mit der Tiefe die Gehalte weiter auf ≥200 mg Cr_{ges}/kg ansteigen können. Da die Böden der basischen Magmatite im Untersuchungsraum aufgrund ihrer günstigen Nährstoffversorgung und räumlichen Lage vorrangig ackerbaulich genutzt werden, treten erhöhte Cr_{ges}-Gehalte verstärkt bei dieser Nutzungsform auf. Dies ist allerdings kein Hinweis auf nutzungsbedingte Einträge, sondern hat - wie erwähnt - natürliche Ursachen.

In seltenen Fällen kann auch im Verbreitungsgebiet der Pelite der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) geringfügig überschritten werden. Es scheint, dass dies mit dem Auftreten von Schwarzpeliten in Zusammenhang zu bringen ist.

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Bodensickerwasser im Oberboden von 0,13 mg Cr_{mob}/kg wird selbst in den sauren Waldböden und den Böden mit erhöhtem Cr_{ges}-Gehalt immer deutlich unterschritten. In den Unterböden sinken die Mobilgehalte überwiegend erheblich ab, so dass auch in tieferen Profilabschnitten dieser Prüfwert nicht annähernd erreicht wird.

4.2.5. Kupfer

Der Gesamtgehalt von Kupfer (Königswasser-extrahierbar; Cu_{ges}) wird in unbelasteten Böden ähnlich wie bei Chrom, Nickel und Zink im Wesentlichen vom Ton- und Eisen-(Fe-)Gehalt gesteuert. Dies bedeutet, dass bei steigendem Anteil dieser Bodenkomponenten der natürliche Cu_{ges} -Gehalt zunimmt. Dies erklärt, dass tonige Sedimentgesteine oder die eisenreichen basischen Magmatite zu den Cu-reicheren Gesteinen zählen. Die Böden der im Untersuchungsraum weitverbreiteten Pelite weisen einen eher durchschnittlichen Cu_{ges} -Gehalt auf, da deren Substrate neben Tonsteinen in wechselnden Anteilen meist auch Schluffsteine sowie weitere Komponenten wie Lösslehm und Sandsteine enthalten. Typische Cu-Gehalte liegen in basischen Magmatiten zwischen 60 und 120 mg/kg und in Tonsteinen und -schiefern zwischen 40 und 60 mg/kg, während Sandsteine meist deutlich weniger als 30 mg/kg enthalten (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

Wie bei den Elementen Chrom, Nickel und Zink treten in der thematischen Karte (siehe Anlage) auch beim Cu_{ges} die Flächen hervor, in denen Böden aus (Cu-reichen) basischen Magmatiten vorkommen. Hier werden im Untersuchungsraum die höchsten mittleren Gesamtgehalte angetroffen. Die Ursache liegt in der überdurchschnittlichen natürlichen Ausstattung dieser Substrate an diesem Element.

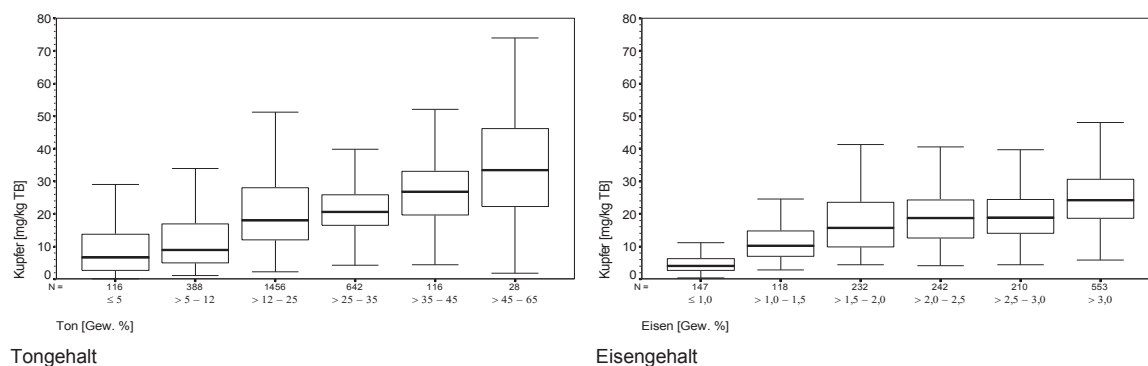


Abb. 47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Der Absolutgehalt an NH_4NO_3 -extrahierbarem Kupfer (Cu_{mob}) steigt im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente bei einem pH-Wert > 6 wieder an (siehe Abb. 48). Dies liegt einerseits am amphoteren Chemismus des Kupfers, andererseits daran, dass zahlreiche Substrate mit hohem Cu_{ges} -Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der NH_4NO_3 -extrahierbare Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) im Bereich zwischen pH 5 und pH 6, in dem im Mittel nur etwa 0,3% des Gesamtgehaltes 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, PRÜEß 1994, HAUENSTEIN & BOR 1996). Die in Abb. 48 dargestellten Mediane stehen in sehr gutem Einklang mit dem Regressionsmodell von PRÜEß (1994).

Substratunabhängig liegt der mittlere Cu_{ges} -Gehalt in den Oberböden der Laubwälder des Untersuchungsraums bei 14 mg Cu_{ges} /kg und in deren Humusaufgaben bei 15 mg Cu_{ges} /kg. Dies entspricht exakt den landesweiten Durchschnittsgehalten von bislang über 500 untersuchten Laubwaldböden. Der normale Konzentrationsbereich bewegt sich in den Laubwaldoberböden des Untersuchungsraums zwischen 8 und 27 mg Cu_{ges} /kg und in den Humusaufgaben zwischen 10 und 29 mg Cu_{ges} /kg. In etwa $\frac{2}{3}$ der

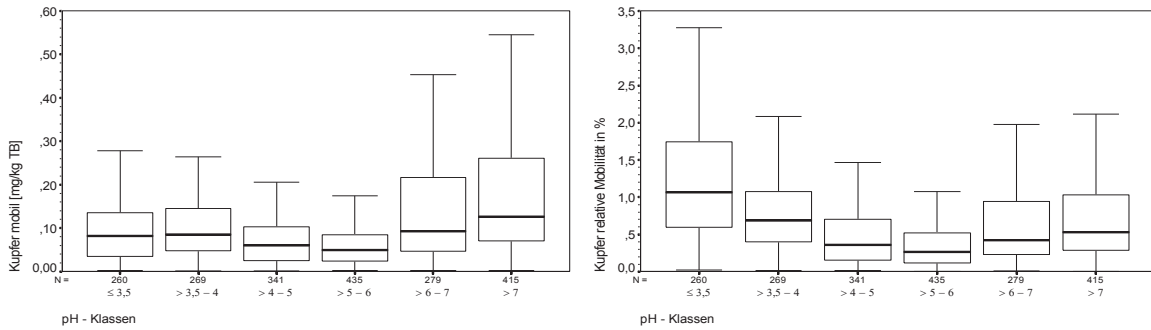


Abb. 48 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Fälle enthalten die Humusauflagen mehr Cu_{ges} als der darunter befindliche Mineralboden. Im Mittel liegt der Cu_{ges} -Gehalt um 2 mg Cu_{ges} /kg höher als im Oberboden. Der Unterschied zwischen beiden Horizonten ist jedoch nur bei Cu_{ges} -armen Mineralböden ausgeprägt (siehe unten). Da auch Humusauflagen einen gewissen Anteil Mineralboden enthalten, ist eine schwache Abhängigkeit vom Angebot des folgenden Mineralbodens erkennbar.

Die Pelit-reichen Substrate, die auf dem Blatt Rockenhausen einen Flächenanteil von etwa 70% besitzen, enthalten sowohl in ihren Waldoberböden als auch in den organischen Auflagen durchschnittlich 18 mg Cu_{ges} /kg. Sie liegen damit geringfügig über den landesweiten Durchschnittswerten für Laubwaldböden. Die Cu_{ges} -Gehalte schwanken in dieser Substratgruppe deutlich stärker als in den übrigen Pelit-haltigen Substraten. Die Ausreißergrenze befindet sich bei den Pelit-reichen Waldoberböden wie beim Chrom immerhin bei fast 50 mg Cu_{ges} /kg. Der mittlere Cu_{mob} -Gehalt beträgt 0,08 mg Cu_{mob} /kg und schwankt in einem typischen Bereich von 0,04 bis 0,21 mg Cu_{mob} /kg. Dies entspricht einem Anteil am Cu_{ges} -Gehalt von 0,1 bis 0,9%.

Trotz höherer pH-Werte liegt der Cu_{mob} -Gehalt in der Humusauflage üblicherweise 2- bis 5-mal so hoch wie im folgenden Oberboden. Ähnliches wurde auch schon beim Arsen beobachtet. Der Cu_{mob} -Gehalt bewegt sich dabei zwischen 0,28 und 0,46 mg Cu_{mob} /kg, was einer relativen Verfügbarkeit des Cu_{ges} -Gehalts von 0,9 bis 2,4% entspricht.

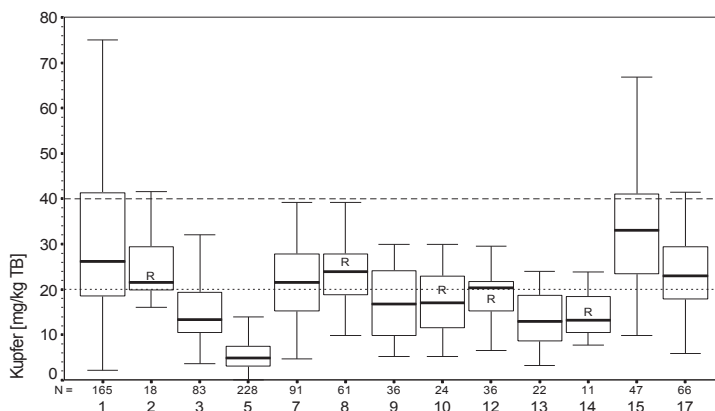


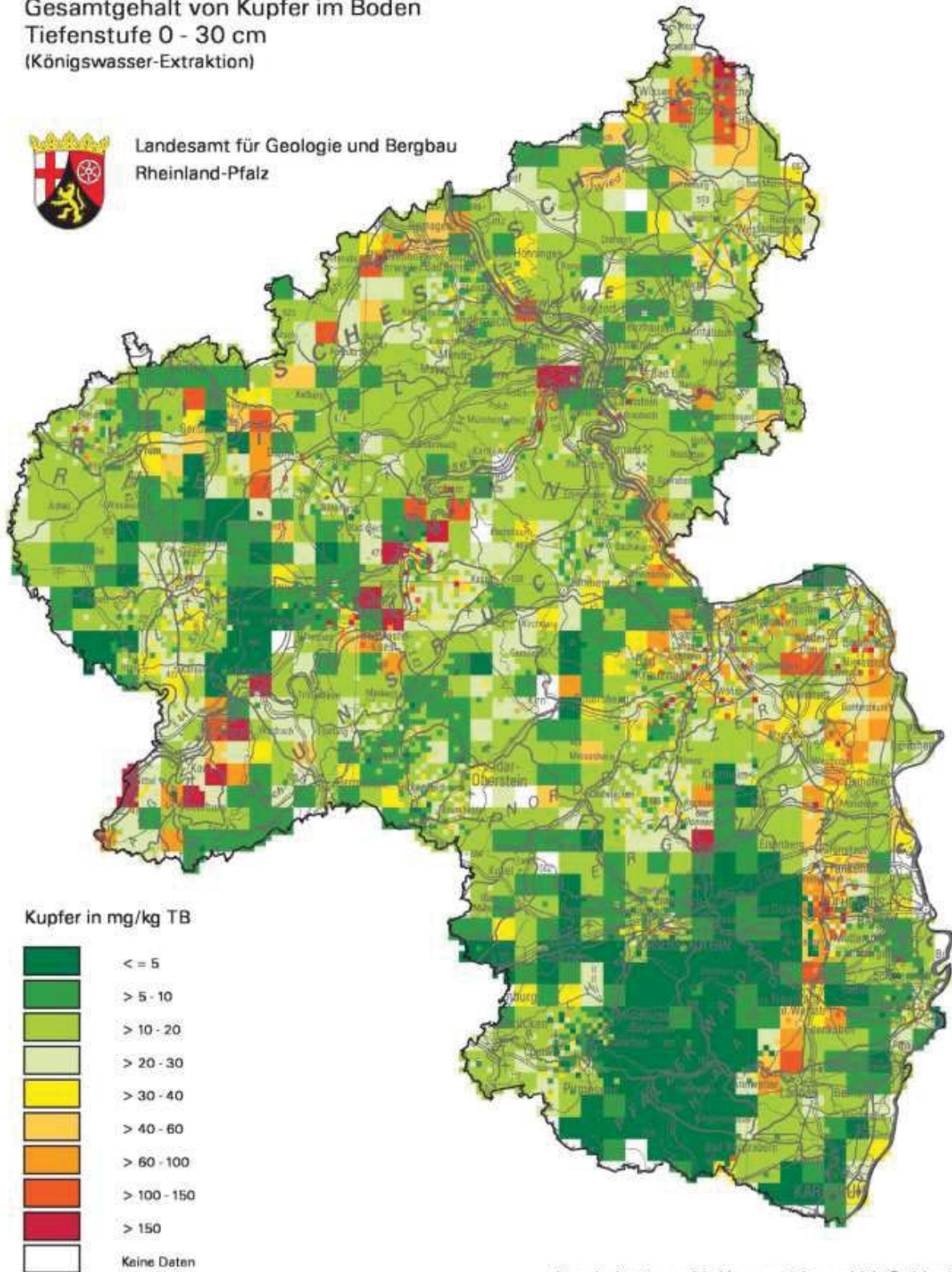
Abb. 49
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Kupfer im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlage-
blatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

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



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



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. 44 Kupfer in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	15	19	25	33	34
Oberboden, Wald	15	11	18	27	32	48
Oberboden, Acker	45	15	21	27	32	39
Oberboden, Grünland	19	20	21	28	30	32
Unterboden	38	12	18	29	45	47
Untergrund	53	7	15	31	35	66
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,04	0,08	0,14	0,18	0,21
Oberboden, Acker	44	0,03	0,05	0,07	0,10	0,10
Oberboden, Grünland	18	0,05	0,06	0,10	0,12	0,14
Unterboden	28	<0,01	0,05	0,19	0,34	0,49
Untergrund	41	0,03	0,07	0,16	0,34	0,33
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion (Gesamtgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	12	15	21	22	23
Oberboden, Acker	16	16	21	22	24	26
Unterboden	17	11	16	23	28	34
Untergrund	19	12	16	23	31	35
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	<0,01	<0,01	0,10	0,16	0,17
Oberboden, Acker	16	0,02	0,06	0,07	0,09	0,09
Unterboden	15	<0,01	0,11	0,29	0,43	0,61
Untergrund	18	<0,01	0,08	0,25	0,47	0,54

Die Cu_{ges}-Gehalte der Pelit-haltigen Waldoberböden, die einen mittleren bis hohen Anteil Lösslehm und/oder Sandstein besitzen, liegen etwas unter den landesweiten Durchschnittswerten für Laubwaldböden. Der Mittelwert beträgt für sie im Untersuchungsraum 12 mg Cu_{ges}/kg und die Ausreißergrenze befindet sich mit 17 mg Cu_{ges}/kg um mehr als die Hälfte niedriger als in den Pelit-reichen Waldoberböden. In ihren Unterböden bleiben die Cu_{ges}-Gehalte etwa auf diesem Niveau, wobei die Werte dort etwas stärker schwanken. Die organischen Auflagen dieser Substratgruppe sind mit durchschnittlich 16 mg Cu_{ges}/kg ebenfalls etwas Cu-ärmer. Die Anwesenheit von Sandsteinen führt insbesondere bei den Lösslehm-armen Waldstandorten zu niedrigeren Cu_{ges}-Gehalten. Die tieferen pH-Werte im Waldoberboden dieser Substratgruppe haben allerdings etwas höhere Cu_{mob}-Gehalte mit durchschnittlich 0,14 mg Cu_{mob}/kg (0,10 - 0,89) zur Folge. Der Anteil am Cu_{ges}-Gehalt bewegt sich typischerweise zwischen 0,7 und 2 %. Unterhalb des Oberbodens nehmen die Cu_{mob}-Gehalte tendenziell sogar noch weiter leicht zu. Im Unterboden der Wälder wurde eine mittlere relative Verfügbarkeit von 2 % (0,8 - 2,4 %) festgestellt (siehe unten).

Tab. 44 Kupfer in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	12	14	16	21	19
Oberboden, Wald	21	9	11	14	18	21
Oberboden, Acker	11	12	20	24	28	29
Unterboden	32	8	13	17	24	26
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,22	0,35	0,68	0,87	0,90
Oberboden, Wald	19	0,08	0,12	0,17	0,21	0,22
Oberboden, Acker	11	0,03	0,07	0,08	0,12	0,10
Unterboden	25	0,11	0,19	0,28	0,40	0,40
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion (Gesamtgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	9	13	19	30	24
Oberboden, Wald	10	8	10	13	15	17
Unterboden	12	7	10	15	21	18
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,04	0,09	0,16	0,21	0,33
Oberboden, Wald	10	0,09	0,14	0,17	0,28	0,23
Unterboden	12	0,09	0,14	0,19	0,27	0,24

Der tendenziell etwas niedrigere pH-Wert führt in ihren Humusaufgaben ebenfalls zu etwas höheren Cu_{mob}-Gehalten als in den Pelit-reichen Waldoberböden. Allerdings schwanken pH-Wert wie Cu_{mob}-Gehalt mit 0,10-0,89 mg Cu_{mob}/kg in einem weiten Bereich. Damit enthalten sie den 2- bis 9-fachen Cu_{mob}-Gehalt des Oberbodens.

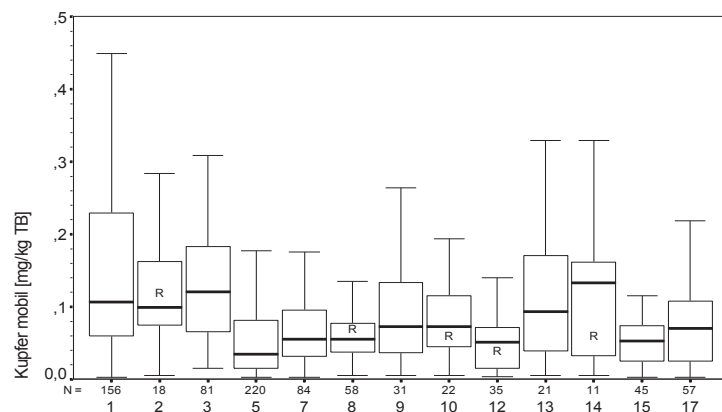


Abb. 50
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Kupfer im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

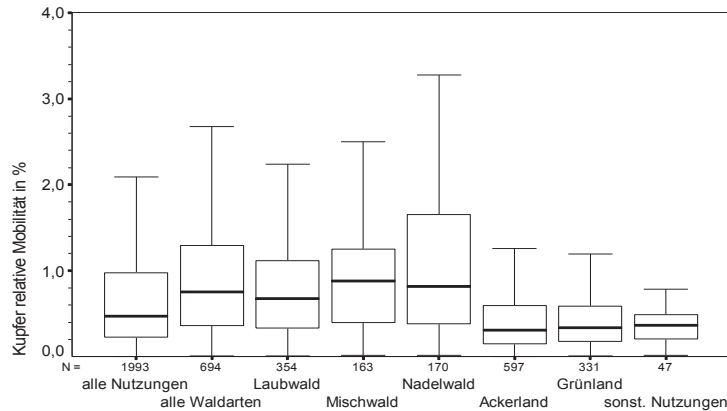


Abb. 51
Relative Mobilität von Kupfer im
Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

Innerhalb der Pelit-haltigen Substrate sind bei den Ackerböden hingegen keine deutlichen Unterschiede zu beobachten. Im Untersuchungsraum ergibt sich bei dieser Nutzung für die Gesamtheit der Pelit-haltigen Substrate ein Mittelwert von 21 mg Cu_{ges} /kg und eine charakteristische Streuung von 15 bis 37 mg Cu_{ges} /kg. Lediglich bei der Streuung sind gewisse substratbedingte Unterschiede angedeutet. Wie bei den Waldböden variieren die Cu_{ges} -Gehalte bei den Pelit-reichen Substraten stärker als bei höherem Lösslehm- und/oder Sandstein-Anteil. Während bei den Pelit-reichen Substraten die statistischen Maßzahlen der Acker- und Waldoberböden nur vergleichsweise wenig differieren, bestehen deutliche Unterschiede bei den Lösslehm-haltigen bis -reichen Oberböden. Immerhin entspricht dort der Mittelwert in diesen Ackerböden fast der Ausreißergrenze ihrer Waldoberböden. Dies wurde bei den Lösslehm-haltigen bis -reichen Pelitböden auch bei den Schwermetallen Chrom und Nickel beobachtet. Die Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten auf Blatt Rockenhausen im Durchschnitt 25 mg Cu_{ges} /kg. Die Gehalte streuen in einem typischen Bereich von 20 bis 39 mg Cu_{ges} /kg. Für eine Betrachtung der einzelnen Pelit-haltigen Substratgruppen ist die Fallzahl zu klein, zudem die Unterschiede zwischen Pelit-reichen und -ärmeren Substraten relativ gering sind.

Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt in den Pelit-haltigen Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Untersuchungsraum 0,05 mg Cu_{mob} /kg. Die Cu_{mob} -Gehalte bewegen sich in einem typischen Bereich von 0,03 bis 0,12 mg Cu_{mob} /kg, was einer relativen Verfügbarkeit am Cu_{ges} -Gehalt von 0,1 bis 0,8% entspricht. Zwischen den Pelit-reichen und -ärmeren Ackerböden bestehen keine signifikanten Unterschiede. Die pH-Werte sind in den Ackerböden durch Kalkung so weit erhöht, dass der Bereich der geringsten Cu-Mobilität erreicht ist. Dies gilt auch für die Grünlandböden, die für diese Nutzungsart verhältnismäßig günstige pH-Werte besitzen. Die Werte liegen etwa auf dem Niveau von Nickel und stehen im Einklang mit dem natürlichen geochemischen Verhalten des Cu (siehe auch Abb. 48).

Wie bei Chrom und Nickel bleiben gerade in den Lösslehm-haltigen bis -reichen Pelitböden die Cu_{ges} -Gehalte der Waldoberböden immer unter denen der landwirtschaftlich genutzten Böden zurück. Dies ist keine besondere Eigenschaft Pelit-haltiger Substrate. Gleichartige Unterschiede zwischen Wald- und Ackerböden bestehen auch bei weiteren in Rheinland-Pfalz flächenmäßig bedeutsamen Substraten wie Tonschiefer- und Sandsteinböden (HAUENSTEIN 2000, 2001). Die Unterschiede zwischen Waldböden und landwirtschaftlich genutzten Böden einer Substratgruppe scheinen umso ausgeprägter zu sein, je größer der pH-Unterschied zwischen beiden Nutzungsformen ist. Die vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass Cu in stark sauren Waldböden durch die damit verbundene erhöhte Mobilität vertikal verlagert wird und in Folge dessen im Oberboden abgereichert wird. Die Verlagerung erfolgt vermutlich gemeinsam mit dem Eisen (Fe_{ges}). Hierfür spricht, dass die Lösslehm-reicheren Waldoberböden der Pelite mit

durchschnittlich 1,8 Gew.% den deutlich geringsten Fe_{ges} -Gehalt besitzen, während die Pelit-reichen Waldoberböden im Mittel 2,5 Gew.% Fe_{ges} und die Acker- und Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der Pelite zwischen 2,8 und 3,2 Gew.% Fe_{ges} enthalten. Unterhalb des Oberbodens steigen bei allen Nutzungen und Substratgruppen die Fe_{ges} -Gehalte überwiegend wieder geringfügig an. Der nutzungsbedingt unterschiedliche Cu_{ges} -Gehalt steht im Einklang mit seiner Abhängigkeit zum Fe_{ges} -Gehalt (siehe auch Abb. 47). Es ist anzunehmen, dass bei einem höheren pH-Wert der Cu_{ges} -Gehalt auch in den Lösslehm-reicheren Waldoberböden der Pelite ein ähnliches Niveau erreichen würde wie in den Pelit-reichen Waldoberböden. Der Tongehalt dürfte innerhalb der Pelit-haltigen Substrate hingegen zu keinen wesentlichen Unterschieden beim Cu_{ges} -Gehalt führen, da der mittlere Tongehalt zwischen diesen Substratgruppen nur um maximal 5 Gew.% variiert.

Dass die höheren Cu_{ges} -Gehalte der Acker- und Grünlandböden maßgeblich durch spezifische Einträge verursacht werden, scheint unwahrscheinlich. Ein indirekter Effekt der Bewirtschaftung kann durch das Pflügen bestehen. Insbesondere auf erodierten Standorten kann Cu-(Fe-)reicherer Material aus tieferen Profildbereichen in den Oberboden gelangen.

Wie oben erwähnt enthalten die Humusaufgaben der Pelit-haltigen Waldböden meist etwas mehr Cu_{ges} als ihre Oberböden. Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts nimmt dann der Cu_{ges} -Gehalt meist weiter leicht ab, um in größer Tiefe wieder etwas anzusteigen. So lange sich die Zusammensetzung des Substrats nicht deutlich ändert, ist der Unterschied zwischen den Horizonten nicht sehr ausgeprägt. Deutliche Konzentrationsunterschiede innerhalb eines Bodenprofils hängen normalerweise von einem Substratwechsel ab. Ein typischer Fall ist der Wechsel von der Lösslehm-haltigen bis -reichen Decklage zur Pelit-reichen Basislage bzw. Schicht aus Pelitzersatz. Insgesamt ähnelt der vertikale Verlauf der Cu_{ges} -Gehalte dem von Chrom und Nickel. Überdurchschnittliche Cu_{ges} -Gehalte stehen meist in Verbindung mit einem hohen Fe_{ges} -Gehalt (siehe Abb. 52, Profil 4). In den in der Regel Lösslehm-freien C-Horizonten können im Verbreitungsgebiet der Pelite wie bei Chrom und Nickel sehr unterschiedliche Cu_{ges} -Gehalte auftreten. Typisch sind Konzentrationen zwischen 10 und 30 mg Cu_{ges} /kg, jedoch wurden auch Gehalte von 3 und 61 mg Cu_{ges} /kg beobachtet. Wahrscheinlich liegt die Ursache für die hohe Variabilität der Cu_{ges} -Gehalte im sehr unterschiedlichen Verwitterungszustand der Pelite. Eine intensive Verwitterung kann je nach Verwitterungszone zur An- als auch zur Abreicherung von Metallen führen. In den vergleichsweise frischen Peliten schwanken die Cu_{ges} -(Fe_{ges} -)Gehalte deutlich weniger.

Der Cu_{mob} -Gehalt liegt in den Pelit-reichen Untergrundhorizonten der Waldböden des Untersuchungsraums höher als bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bei pH-Werten über 5 wurden in diesen tiefen Profilschnitten zwischen 0,01-0,2 Cu_{mob} /kg gefunden. Dies entspricht einer relativen Mobilität von 0,1-0,7%. Bei tieferem pH-Wert sind Mobilgehalte zwischen 0,10-0,45 Cu_{mob} /kg typisch. Damit steigt die relative Verfügbarkeit auf Werte zwischen 0,5 und etwa 2%. Die Pelit-reichen Untergrundhorizonte der landwirtschaftlich genutzten Böden hingegen besitzen einen höheren pH-Wert, wodurch der Mobilgehalt meist unterhalb 0,07 mg Cu_{mob} /kg und die relative Mobilität bei <0,2% liegt.

Auch wenn es sich aufgrund der geringen Fallzahl nicht belegen lässt, deutet vieles darauf hin, dass Cu aus den oberen Horizonten der Waldböden in tiefere Profildbereiche, bei anhaltend niedrigen pH-Werten möglicherweise auch über den Bodenbildungsbereich hinaus, verlagert wird.

Die Sandstein-reichen Waldböden dürften auf Blatt Rockenhausen die Böden mit dem geringsten Cu_{ges} -Gehalt sein. Die geringe Fallzahl verhindert die statistische Auswertung, jedoch scheinen die Gehalte etwa dem landesweiten Konzentrationsbereich zu entsprechen (siehe Tab. 45). Ihre Humusaufgaben

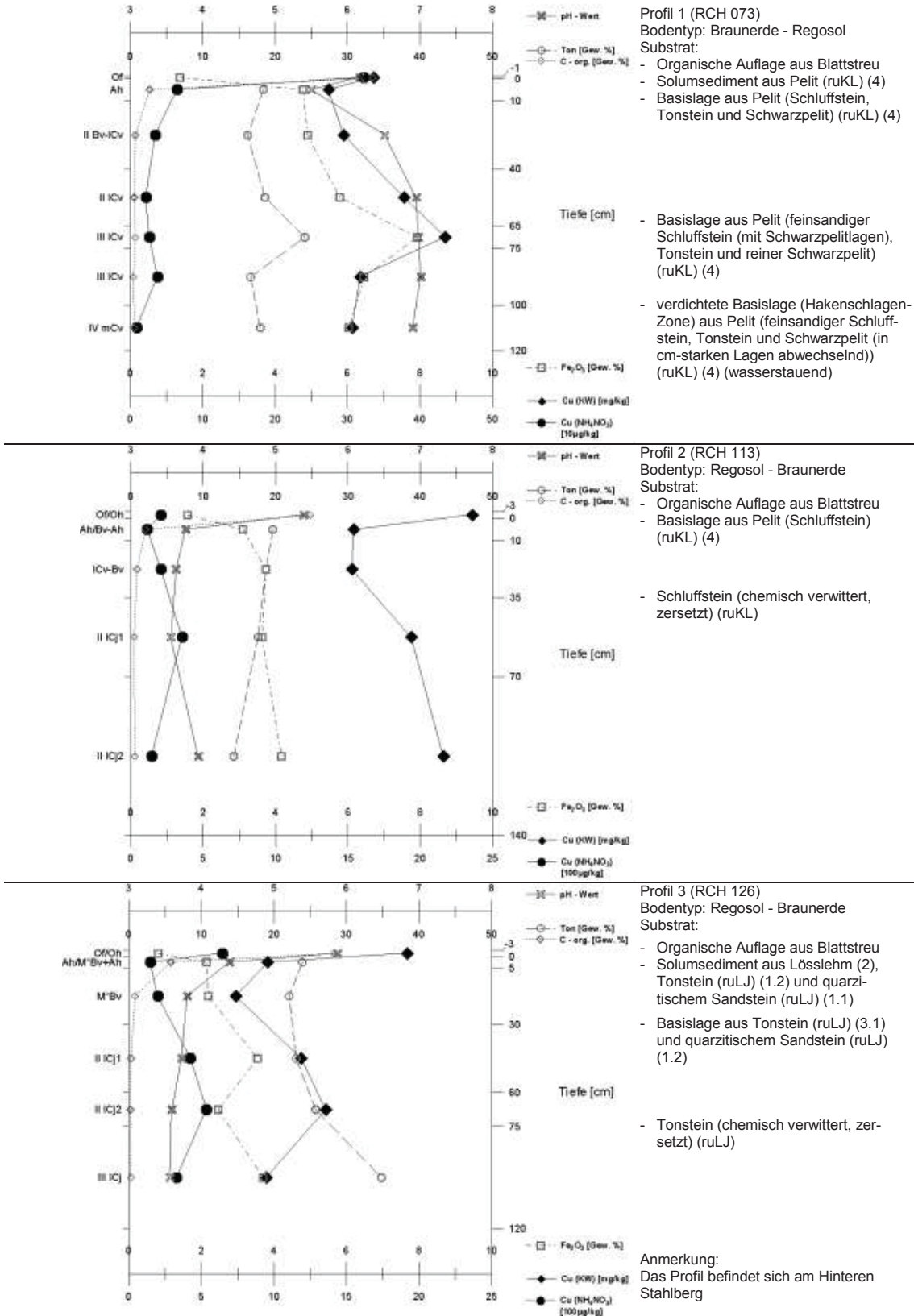
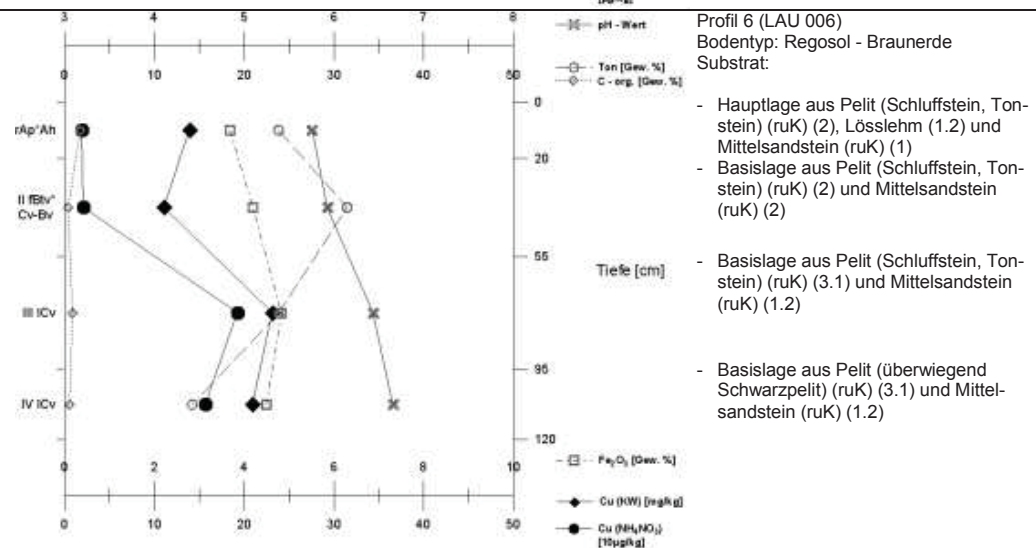
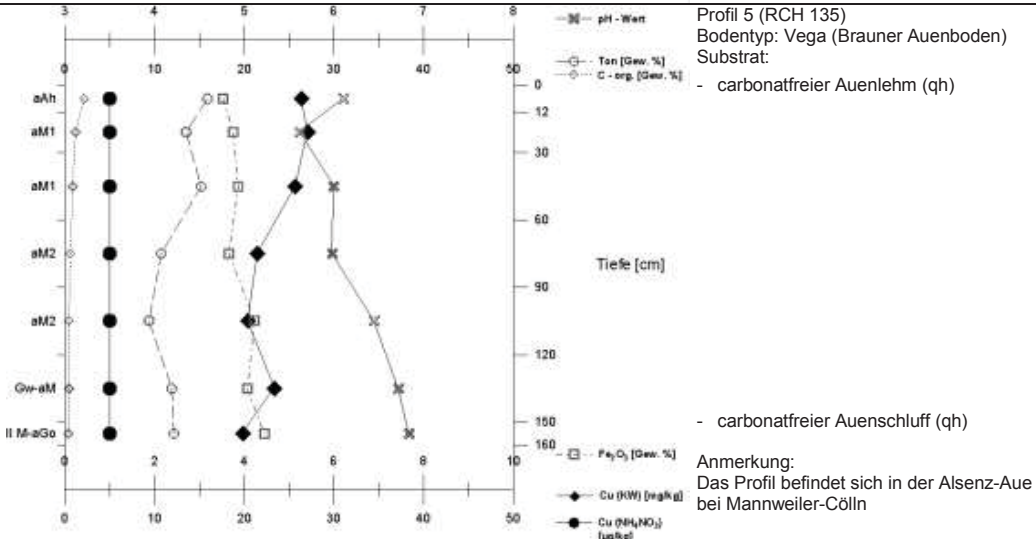
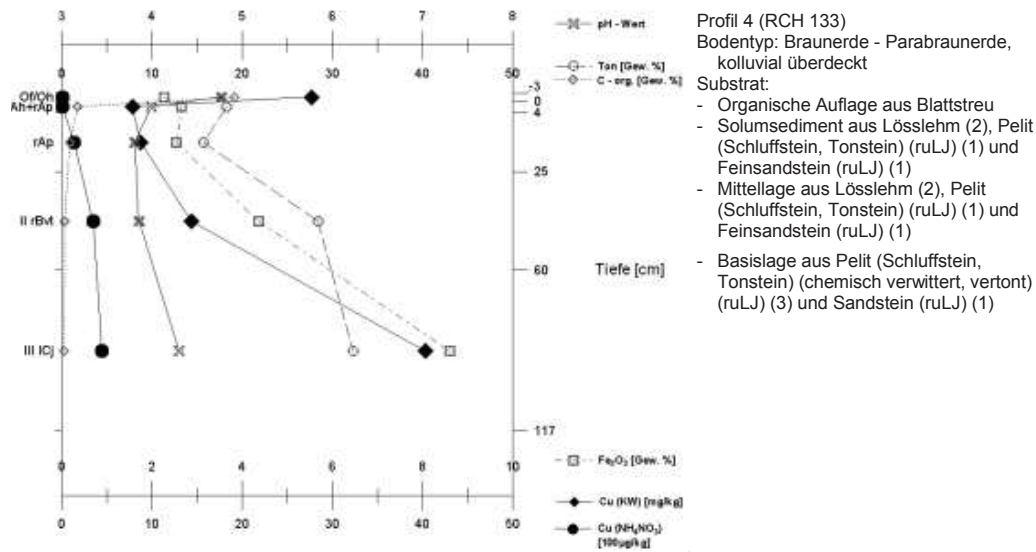


Abb. 52 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 52 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich

Tab. 45 Kupfer in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	7	9	12	16	18
Oberboden, Wald	156	3	4	6	8	9
Oberboden, Acker	29	6	8	13	20	20
Oberboden, Grünland	21	6	7	10	16	15
Unterboden	148	1	2	4	7	8
Untergrund	130	1	2	6	13	13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	154	0,08	0,17	0,29	0,42	0,55
Oberboden, Wald	155	0,01	0,04	0,08	0,12	0,17
Oberboden, Acker	27	0,02	0,03	0,06	0,10	0,11
Oberboden, Grünland	21	0,01	0,03	0,08	0,11	0,17
Unterboden	142	<0,01	0,02	0,06	0,13	0,15
Untergrund	110	<0,01	0,04	0,09	0,17	0,21

enthalten offenbar nicht wesentlich weniger Cu_{ges} als die Humusaufgaben im Verbreitungsgebiet der Pelite. Ihr Cu_{ges}-Gehalt dürfte etwa um das 2- bis 3-fache über dem Mineralboden liegen.

Die Sandstein-reichen Ackerböden enthalten mit etwa 15 mg Cu_{ges}/kg erwartungsgemäß weniger Cu_{ges} als die Pelit-haltigen Ackerböden, aber deutlich mehr als ihre Waldoberböden. Dies ist auch im landesweiten Datenbestand zu beobachten, wobei die Unterschiede auf Blatt Rockenhausen noch ausgeprägter zu sein scheinen. Der Normalbereich liegt zwischen 10 und 22 mg Cu_{ges}/kg.

Der Mobilgehalt liegt mit durchschnittlich 0,04 mg Cu_{ges}/kg und die relative Verfügbarkeit mit 0,3% etwa auf dem Niveau der Pelit-haltigen Ackerböden.

Auf Blatt Rockenhausen wurden erwartungsgemäß mit 34 bis 45 mg Cu_{ges}/kg die höchsten Cu_{ges}-Gehalte für Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite festgestellt. Die geringe Anzahl dieser Böden im Untersuchungsraum verbietet zwar an sich eine Bewertung, allerdings bewegen sich die Cu_{ges}-Gehalte im landesweiten Normalbereich für Ackerböden dieser Substratgruppe (siehe Tab. 46). Trotz der überdurchschnittlichen Cu_{ges}-Gehalte liegen die Mobilgehalte mit 0,02 bis 0,04 mg Cu_{mob}/kg tendenziell sogar unter denen der Pelit-haltigen Substrate. In den untersuchten Ackerböden beträgt die relative Verfügbarkeit am Cu_{ges}-Gehalt immer <0,1%.

Die Auenböden im Untersuchungsraum enthalten im Oberboden nutzungsunabhängig im Mittel 20 mg Cu_{ges}/kg. Die Cu_{ges}-Gehalte schwanken dabei zwischen 17 und 31 mg Cu_{ges}/kg. Hauptsächlich sind es Grünlandböden, die bei gleicher Variabilität einen etwas höheren Mittelwert von 26 mg Cu_{ges}/kg besitzen. Die Auenböden der Alsenz scheinen insbesondere im Südteil von Blatt Rockenhausen leicht überdurchschnittliche Cu_{ges}-Gehalte zu haben. Die untersuchten Auenböden der Alsenz enthalten im Mittel 28 mg Cu_{ges}/kg, während die übrigen Auenböden des Untersuchungsraums im Oberboden

Tab. 46 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	17	20	23	30	26
Oberboden, Wald	15	18	24	41	58	58
Oberboden, Acker	14	28	34	41	47	45
Oberboden, Grünland	18	29	33	42	48	49
Unterboden	29	19	35	47	51	78
Untergrund	25	30	37	60	92	94
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,29	0,41	0,49	0,72	0,77
Oberboden, Wald	13	0,07	0,07	0,17	1,50	0,12
Oberboden, Acker	14	0,02	0,02	0,03	0,06	0,04
Oberboden, Grünland	18	0,03	0,06	0,07	0,09	0,09
Unterboden	22	0,01	0,05	0,10	0,24	0,22
Untergrund	20	0,02	0,03	0,08	0,72	0,09

durchschnittlich 19 mg Cu_{ges}/kg enthalten. Ein Zusammenhang zum historischen etwa 600 Jahre währenden Cu-Abbau in der Weißen Grube bei Imsbach ist denkbar. Ferner wurde zwischen 1700 und 1734 eine Kupferschmelze an der Mündung des Imsbachs in die Alsenz sowie bei Winnweiler betrieben. Für ein historisches Bergbaugebiet sind die Cu_{ges}-Gehalte in den Auenböden allerdings erstaunlich niedrig.

Tab. 47 Kupfer in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al						<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, Wald	19	14	25	37	78	47
Oberboden, Acker	19	16	20	25	66	37
Oberboden, Grünland	79	18	26	43	61	64
Unterboden	152	20	26	40	85	70
NH₄NO₃-Extraktion (Mobilgehalt)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	19	0,07	0,11	0,23	0,66	0,40
Oberboden, Acker	18	0,05	0,09	0,16	0,31	0,18
Oberboden, Grünland	78	0,06	0,09	0,24	0,44	0,50
Unterboden	145	0,02	0,05	0,14	0,39	0,32

Der mittlere Mobilgehalt in den Grünlandböden der Auen beträgt im Untersuchungsraum 0,10 mg Cu_{mob}/kg. Eine Schwankungsbreite von 0,08 bis 0,41 mg Cu_{mob}/kg ist typisch. Die relative Mobilität ist für diese Nutzung mit Werten zwischen 0,3 und 1,3% leicht überdurchschnittlich. Dies dürfte an den günstigen pH-Werten von durchschnittlich >6 liegen, bei denen die Cu-Mobilität wieder leicht zunimmt (siehe Abb. 48).

Wie schon in den vorangegangenen Kapitel beschrieben herrschen in den Böden des Untersuchungsraums die Bodenarten Lehm und Schluff vor. Daher ist nach der BBodSchV (1999) für Kupfer in aller Regel der Vorsorgewert von 40 mg Cu_{ges}/kg anzuwenden. Dieser wird in ca. 2% der Fälle unwesentlich überschritten. Meist sind es Böden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite, die einen überdurchschnittlichen geogenen Gehalt besitzen. Der mittlere Gehalt liegt in diesen Böden im Untersuchungsraum nur wenig unter dem Vorsorgewert. Die Überschreitungen sind aber immer geringfügig und dürften am häufigsten in den Böden südlich von Schönborn in der Umgebung des Eisenhuts und Reinhardsberges auftreten.

Im Gebiet des Stahlbergs muss ebenfalls mit punktuell erhöhten Cu_{ges}-Gehalten gerechnet werden. In einem pelitreichen Waldboden wurden Gehalten zwischen 48 und 61 mg Cu_{ges}/kg gemessen, wobei die Konzentration mit der Tiefe zunimmt. Dies ist als ein Hinweis auf geogene Ursachen zu werten. Ein weiterer Anhaltspunkt sind die sehr hohen Arsengehalte in diesem Boden. Daher wird ein Zusammenhang mit den Vererzungen im Gebiet des Stahlbergs gesehen. Zahlreich Fahlerze enthalten nennenswerte Mengen an Cu (siehe auch 2.). Da die Zusammensetzung der Fahlerze aber sehr variabel ist, ist nach den vorliegenden Daten mit einer flächenhaften Cu-Belastung im Stahlberggebiet nicht zu rechnen.

In keinem der untersuchten Ackerböden wird der Grenzwert der AbfklärV (1992) von 60 mg Cu_{ges}/kg erreicht. 90% der Ackerböden enthalten weniger als die Hälfte dieses Wertes.

Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen von 1 mg Cu_{mob}/kg wird bei dieser Nutzung in den Böden des Untersuchungsraums um mindestens 90% unterschritten. Auch der strengste Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,8 mg Cu_{mob}/kg wird in keinem Horizont gleich welcher Nutzung erreicht.

4.2.6. Nickel

Die Nickel-(Ni)-Gesamtgehalte im Boden werden maßgeblich vom Ausgangssubstrat bestimmt. Es besteht wie beim Chrom eine enge geochemische Affinität zum Eisen, so dass der geogene Ni_{ges}-Gehalt mit steigendem Fe-Gehalt zunimmt. Eine ausgeprägte Abhängigkeit ist ebenfalls zum Tongehalt zu beobachten (siehe Abb. XX). Für Sedimentgesteine besitzen die den Untersuchungsraum prägenden Pelite einen mittleren bis hohen lithogenen Nickel- (Ni-) Gehalt. In Tonsteinen können Gesamtgehalte bis zu 90 mg/kg auftreten (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Da die

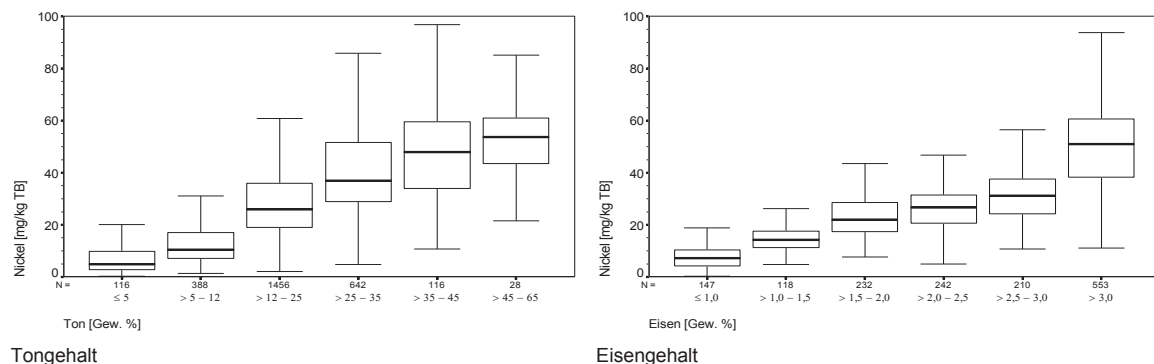


Abb. 53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

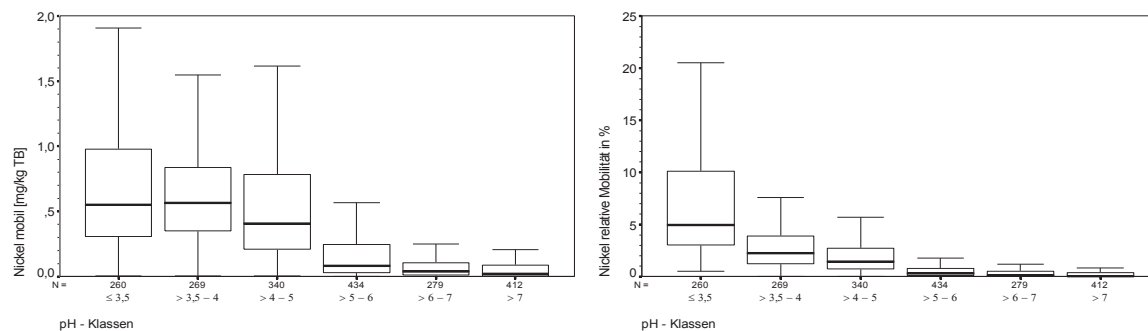


Abb. 54 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Pelit-haltigen Substrate neben Tonsteine in wechselnden Anteilen auch Schluffsteine sowie weitere Komponenten wie Lösslehm und Sandsteine enthalten können, ist in Böden mit deutlich geringeren Gesamtgehalten zu rechnen. Der charakteristische Eisengehalt (Fe_{ges}) Pelit-haltiger Substrate liegt im Projektgebiet zwischen 2,3 und 3,6 Gew.%. In Übereinstimmung mit der in Abb. 53 abgebildeten Grafik sind in den Böden des Projektgebietes typische Gehalte zwischen 20 und 35 mg Ni_{ges} /kg anzutreffen. In Pelit-reichen Substraten wurden aber vereinzelt auch über 100 mg Ni_{ges} /kg gemessen.

In den eher kleinräumig vorkommenden Böden der basischen Magmatite treten hingegen 40-70 mg Ni_{ges} /kg auf, da diese Untergrundgesteine ausgesprochen Ni-reich (und Fe-reich) sind.

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 tiefen pH-Werten stagniert allerdings der absolute Mobilgehalt, d.h. er steigt im Mittel nicht weiter an (siehe Abb. 54). Wie bei Chrom und Cadmium ist anzunehmen, dass Ni bei solchen niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert wird, was zu Verlusten in den obersten Horizonten führt.

Die Ni_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Böden ähneln sowohl beim Mittelwert als auch bei der Streuung den Cr_{ges} -Konzentrationen. Für die Gesamtheit der Pelit-haltigen Waldoberböden des Untersuchungsraums wurde ein mittlerer Gehalt von 18 mg Ni_{ges} /kg und ein charakteristischer Konzentrationsbereich von 10 bis 40 mg Ni_{ges} /kg festgestellt. Die Lösslehm-armen Waldoberböden sind dabei etwas Ni_{ges} -

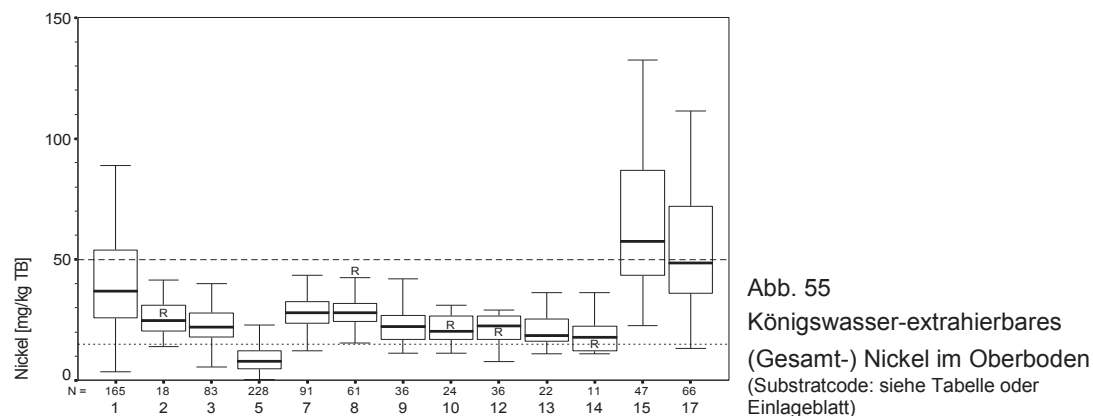


Abb. 55
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Nickel im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

Tab. 48 Nickel in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	15	20	24	32	24
Oberboden, Wald	15	17	20	28	40	40
Oberboden, Acker	45	24	29	33	39	43
Oberboden, Grünland	19	27	29	32	38	38
Unterboden	38	19	31	42	55	76
Untergrund	53	25	31	39	49	58
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,26	0,74	1,39	2,16	2,28
Oberboden, Acker	44	0,02	0,03	0,07	0,16	0,09
Oberboden, Grünland	18	0,09	0,22	0,35	0,43	0,43
Unterboden	28	0,01	0,05	0,58	0,91	0,98
Untergrund	41	0,14	0,51	0,78	2,48	1,28
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	13	21	24	26	27
Oberboden, Acker	16	21	24	27	29	29
Unterboden	17	21	24	34	38	38
Untergrund	19	17	26	36	66	53
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	0,30	0,89	1,02	1,71	1,07
Oberboden, Acker	16	0,03	0,06	0,11	0,17	0,17
Unterboden	15	0,26	0,57	1,65	2,13	2,13
Untergrund	18	0,06	0,17	0,96	1,78	2,02

reicher als die Waldoberböden mit höherem Lösslehmanteil. Wie beim Cr_{ges} sind die Unterschiede allerdings relativ gering und auch bei diesem Schwermetall streuen die Gehalte in den Pelit-reichen Waldoberböden deutlich stärker. Die Ausreißergrenze beträgt bei ihnen 40 mg Ni_{ges}/kg , während sie bei den Lösslehm-reicheren Waldoberböden bei etwa 23 mg Ni_{ges}/kg liegt.

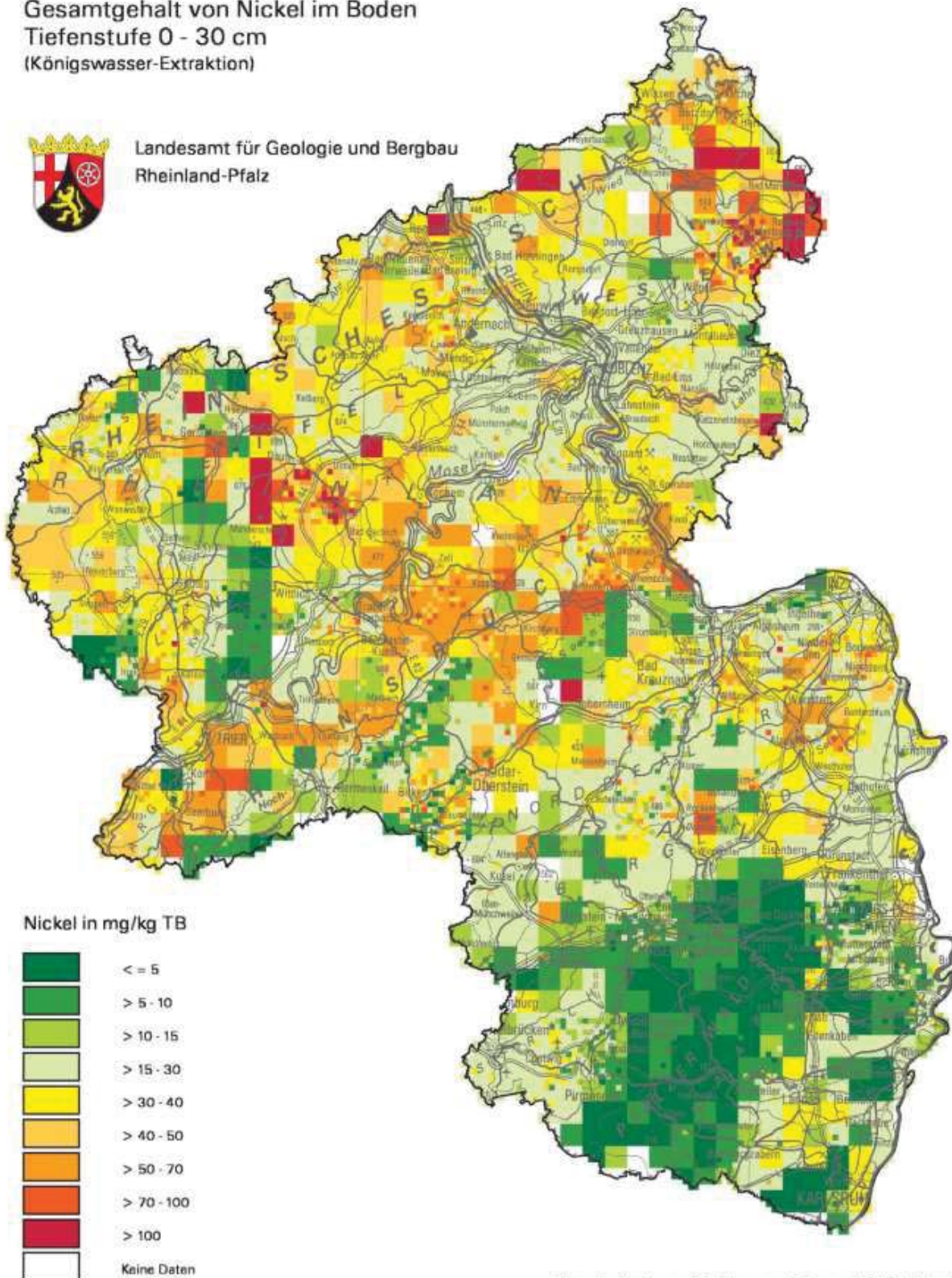
Wie bei Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer und Zink enthalten die Waldoberböden der Pelit-haltigen Substrate im Mittel weniger Ni_{ges} als ihre landwirtschaftlich genutzten Böden. Die Acker- und Grünlandböden weisen einen bis zu 50% höheren Mittelwert auf. Gerade bei den Pelit-reichen Waldoberböden streuen die Ni_{ges} -Gehalte relativ stark, so dass Ausreißergrenze und 90. Perzentil auf ähnlichem Niveau wie bei den landwirtschaftlich genutzten Böden liegen. In den Lösslehm-reicheren Böden der Pelite hingegen bleiben alle statistischen Maßzahlen der Waldoberböden immer unter denen der Ackerböden. Auch bei anderen in Rheinland-Pfalz flächenmäßig bedeutsamen Substraten wie Tonschiefer- und Sandsteinböden wurden diese nutzungsspezifischen Unterschiede festgestellt (HAUENSTEIN 2000, 2001). Es scheint, dass die Unterschiede zwischen Waldböden und landwirtschaftlich genutzten Böden umso ausgeprägter sind, umso größer die pH-Unterschiede zwischen beiden Nutzungsformen sind. Daraus

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

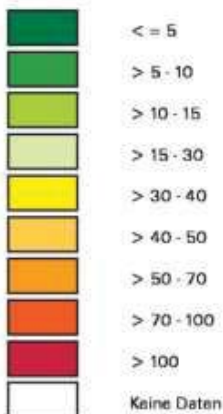
Gesamtgehalt von Nickel im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

Tab. 48 Nickel in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	10	15	16	20	22
Oberboden, Wald	21	13	17	19	23	23
Oberboden, Acker	11	19	25	27	33	27
Unterboden	32	16	22	27	32	37
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	0,16	0,31	0,52	0,78	0,96
Oberboden, Wald	19	0,28	0,62	0,73	1,10	1,11
Oberboden, Acker	11	0,01	0,03	0,05	0,24	0,11
Unterboden	25	0,18	0,29	0,80	1,27	1,64
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	16	18	26	35	36
Oberboden, Wald	10	12	15	17	19	20
Unterboden	12	15	19	27	29	29
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,05	0,18	0,54	0,71	0,73
Oberboden, Wald	10	0,18	0,54	0,70	0,72	0,73
Unterboden	12	0,10	0,18	0,34	0,78	0,41

wird geschlossen, dass Ni in den sauren Waldoberböden durch die damit verbundene erhöhte Mobilität abgereichert wird. Vermutlich erfolgt die vertikale Verlagerung wie beim Chrom gemeinsam mit dem Eisen (Fe_{ges}). Die Pelit-reichen Waldoberböden enthalten im Mittel 2,5 Gew.% Fe_{ges} , während in den Mischsubstraten aus Lösslehm, Pelit und Sandstein der mittlere Fe_{ges} -Gehalt im Waldoberboden nur 1,8 Gew.% beträgt. Die Acker- und Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten hingegen durchschnittlich 3,0 Gew.% Fe_{ges} . Unterhalb des Oberbodens steigen bei allen Nutzungen die Fe_{ges} -Gehalte wieder geringfügig an.

Dass die höheren Ni_{ges} -Gehalte der Acker- und Grünlandböden durch die Landwirtschaft verursacht werden, scheint dagegen unwahrscheinlich. Eine weitere Ursache für erhöhte Schwermetallgehalte in Ackerböden kann insbesondere bei erodierten Standorten auch das Pflügen sein, wodurch Ni-(Fe-)reicheres Material aus tieferen Horizonten in den Oberboden gelangt.

Durch die unmittelbare Abhängigkeit des Mobilgehaltes vom pH-Wert hat die Nutzung einen größeren Einfluss auf den Mobilgehalt als der im wesentlichen vom Substrat abhängige Gesamtgehalt. Die für die landwirtschaftliche Nutzung notwendige Erhöhung des pH-Wertes durch Kalkung führt in diesen Böden zu deutlich geringeren Ni_{mob} -Gehalte als in Waldoberböden. Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt substratunabhängig in den Ackerböden des Untersuchungsraums 0,04 mg Ni_{mob} /kg. Der Normalbereich

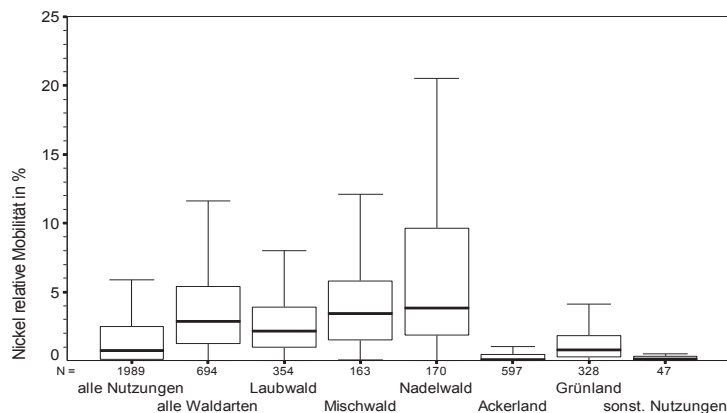


Abb. 56
Relative Mobilität von Nickel im
Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

reicht dabei von 0,02 bis 0,18 mg Ni_{mob}/kg . Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit am Ni_{ges} -Gehalt von <0,1 bis 0,8%. Die Mobilgehalte sind damit exakt 10-fach höher als beim Chrom, was aber dem natürlichen geochemischen Verhalten beider Schwermetalle entspricht. Diese substratunabhängigen Werte für Ackerböden auf Blatt Rockenhausen gelten aufgrund des großen Flächenanteils Pelit-haltiger Substrate auch weitgehend für diese Substratgruppen. Für Sandstein-reiche Ackerböden sind ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zu den oben genannten Mobilgehalten festzustellen. In den Ackerböden der Ni_{ges} -reichen basischen Magmatite dürften die absoluten Ni_{mob} -Gehalte zwar etwas höher liegen, die relative Verfügbarkeit aufgrund besonders günstiger pH-Werte jedoch niedriger. Da nur wenige dieser Böden untersucht werden konnten, besteht für diese Aussage zwar keine statistische Absicherung, allerdings bewegen sich die Mobilgehalte im Normalbereich der landesweiten Daten. Die tieferen pH-Werte in Grünlandböden haben gegenüber den Ackerböden etwas höhere Mobilgehalte zur Folge. Hauptsächlich zwei Substratgruppen werden im Untersuchungsraum als Grünland genutzt. Dies sind zum einen die Pelit-reichen Böden und zum anderen die Auensedimente. Da die Pelit-reichen Grünlandoberböden gegenüber den Auenböden mit durchschnittlich pH 5,3 einen um 0,8 pH-Einheiten tieferen pH-Wert besitzen und einen über 20% höheren Ni_{ges} -Gehalt aufweisen, liegt der Ni_{mob} -Gehalt in ihnen um Faktor 3 bis 5 höher. Im Mittel sind es 0,25 mg Ni_{mob}/kg bei einer Schwankungsbreite von 0,13 bis 0,43 mg Ni_{mob}/kg . Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit am Ni_{ges} von 0,5 bis 1,7%. In den Grünlandoberböden der Auen hingegen schwankt dieser Wert zwischen 0,1 und 1,2%. Die Unterschiede resultieren aber aus der natürlichen Abhängigkeit des Mobilgehaltes vom pH-Wert und stehen im Einklang mit den Abb. 54 dargestellten Werten.

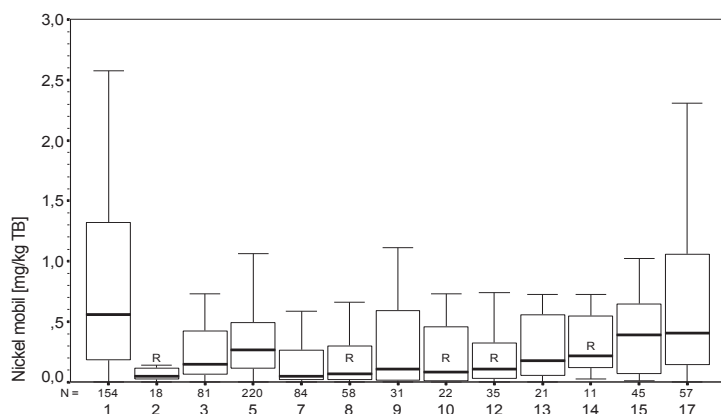


Abb. 57
 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles)
Nickel im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

In den Pelit-haltigen Waldböden des Untersuchungsraums sind die niedrigsten durchschnittlichen Ni_{ges} -Gehalte mit 14 mg Ni_{ges}/kg in der Humusauflage zu finden. Dies entspricht exakt dem landesweiten Mittelwert für die Humusauflagen der Laubwälder. In 80% der untersuchten Humusauflagen ist weniger Ni_{ges} als im folgenden Oberboden zu finden. Im Mittel liegt der Gesamtgehalt um 3 mg Ni_{ges}/kg bzw. 13% niedriger. Der Unterschied zwischen Humusauflage und Oberboden schwankt allerdings in einem weiten Bereich von 50 bis 130%. Dass der Ni_{ges} -Gehalt der Humusauflage vom Angebot des Mineralbodens direkt beeinflusst wird, ist innerhalb der Gruppe der Pelit-haltigen Substrate nicht erkennbar, wohl aber im Vergleich mit sehr Ni-armen oder -reichen Substraten, da auch Humusauflagen einen gewissen Anteil Mineralboden enthalten.

Mit 0,27 mg Ni_{mob}/kg und einer typischen Schwankungsbreite von 0,13 - 0,87 mg Ni_{mob}/kg liegt der Mobilgehalt in den organischen Auflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum etwa 20% unter dem landesweiten Mittelwert. Die leicht unterdurchschnittlichen Mobilgehalte dürften Folge der flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen sein. Knapp 2% des Ni_{ges} sind damit durchschnittlich leicht verfügbar gebunden. Der Anteil schwankt dabei in einem typischen Bereich von 1 - 7%. Der relative Mobilanteil liegt damit in einer ähnlichen Höhe wie beim Kupfer und im Mittelfeld der hier untersuchten Spurenelemente. Gegenüber dem Oberboden ist die relative Mobilität und der absolute Ni_{mob} -Gehalt in der Humusauflage im Untersuchungsraum im Mittel um die Hälfte geringer. In etwa 80% der Waldböden des Untersuchungsraums liegt der Ni_{mob} -Gehalt in Humusauflage tiefer als im folgenden Mineralboden.

Bei den Pelit-haltigen Substraten ähnelt unterhalb des Oberbodens der mittlere Ni_{ges} -Gehalt und der vertikale Verlauf der Konzentration der Situation beim Chrom. Sie beruhen maßgeblich auf der beiderseitig engen geochemische Beziehung zum Fe_{ges} -Gehalt. Dies ist deutlich in Profil 1, 3 und 4 (Abb. 58) zu beobachten. Auffällige Konzentrations sprünge innerhalb eines Bodenprofils sind normalerweise an eine veränderte Substratzusammensetzung gebunden.

Der nutzungsbezogene Vergleich der Gesamtgehalte in Unterboden und -grund ist bei den einzelnen Substraten nur sehr eingeschränkt möglich, da nicht nur die Gehalte stark schwanken, sondern auch die geringe Anzahl der Proben eine tiefergehende statistische Bewertung verhindert. Dennoch ist eine gewisse Tendenz zu erkennen.

Im Untersuchungsraum steigt in den Pelit-reichen Unterböden der Ni_{ges} -Gehalt unter Wald zunächst meist nicht oder nur geringfügig an, d.h. er bleibt etwa auf dem Niveau des Oberbodens von etwas unter 20 mg Ni_{ges}/kg . Häufig wird die höchste Ni_{ges} -Konzentration beim Übergang der jüngeren Deckschichten zur Basislage erreicht. In den Lösslehm-freien C-Horizonten wurde ein Mittelwert von 26 mg Ni_{ges}/kg berechnet, wobei dieser allerdings nur wenig aussagekräftig ist, da die Gehalte zwischen 9 und 110 mg Ni_{ges}/kg extrem schwanken. Gehalte über 60 mg Ni_{ges}/kg treten allerdings nur selten auf. Die Acker- und Grünlandböden dieser Substratgruppe weisen sowohl im Unterboden als auch in den Untergrundhorizonten etwa die gleiche mittlere Ni_{ges} -Konzentrationen auf, wobei sie weit weniger schwanken.

Der Mobilgehalt liegt in den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten der Pelit-reichen Waldböden des Untersuchungsraums weit über den in Tab. 48 aufgeführten landesweiten Werten. Im Mittel wurde 1 mg Ni_{mob}/kg vorgefunden, wobei auch der Mobilgehalt in Abhängigkeit zum sehr variablen pH-Wert stark schwankt (0,2-3,4 mg Ni_{mob}/kg). Die relative Verfügbarkeit bewegt sich dabei in einem typischen Bereich von 1 bis 12%. Sowohl der Ni_{mob} -Gehalt als auch die relative Verfügbarkeit liegen in diesen Untergrundhorizonten damit merklich über den in Abb. 54 dargestellten Werten.

Wie schon beim Ni_{ges} -Gehalt schwanken die Mobilgehalte im Untergrund der landwirtschaftlich genutzten Böden weit weniger. Der auch in tieferen Schichten deutlich höhere pH-Wert führt zu Mobilgehalten von <0,1-0,6 mg Ni_{mob}/kg , was einer relativen Mobilität von 0,1-2% entspricht.

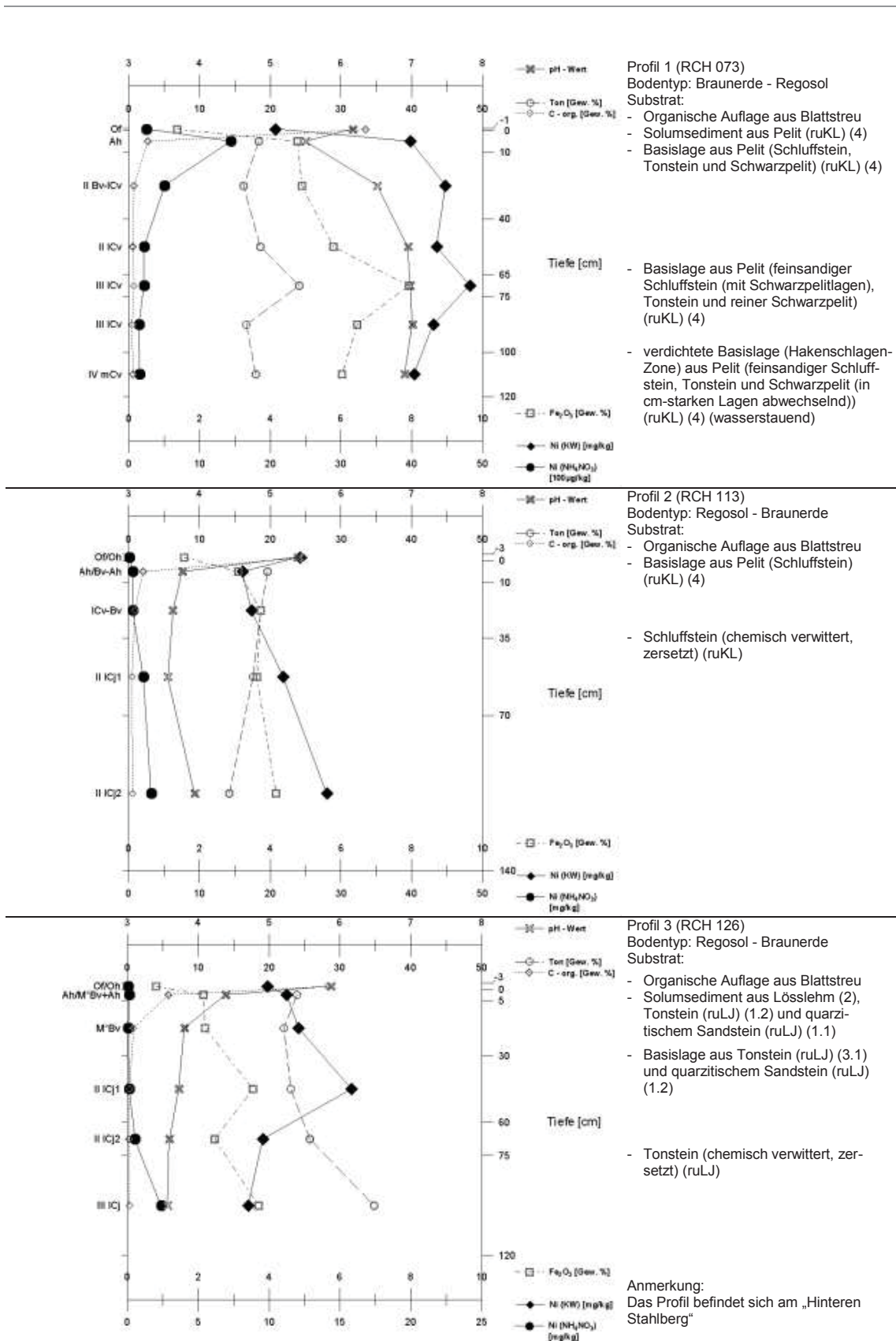
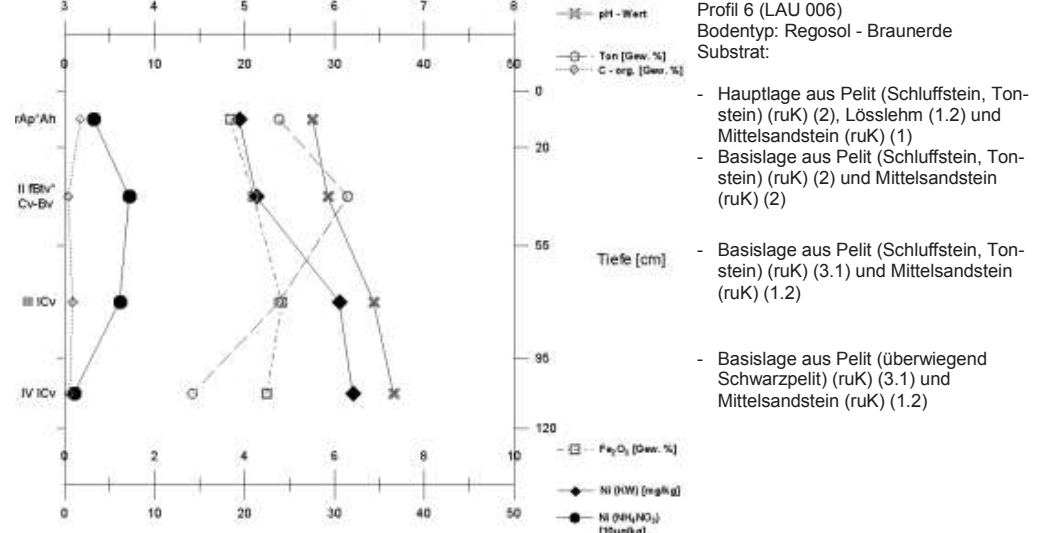
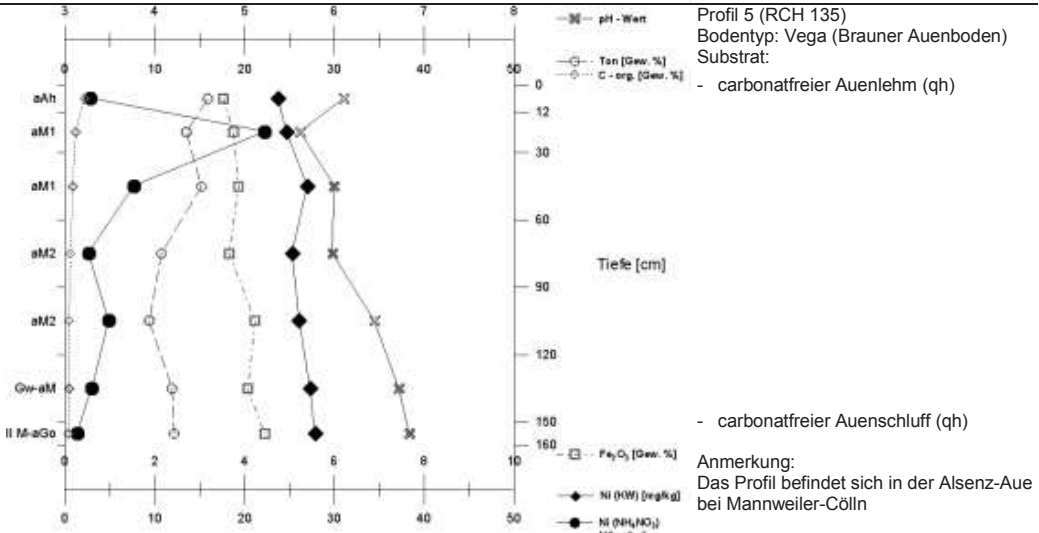
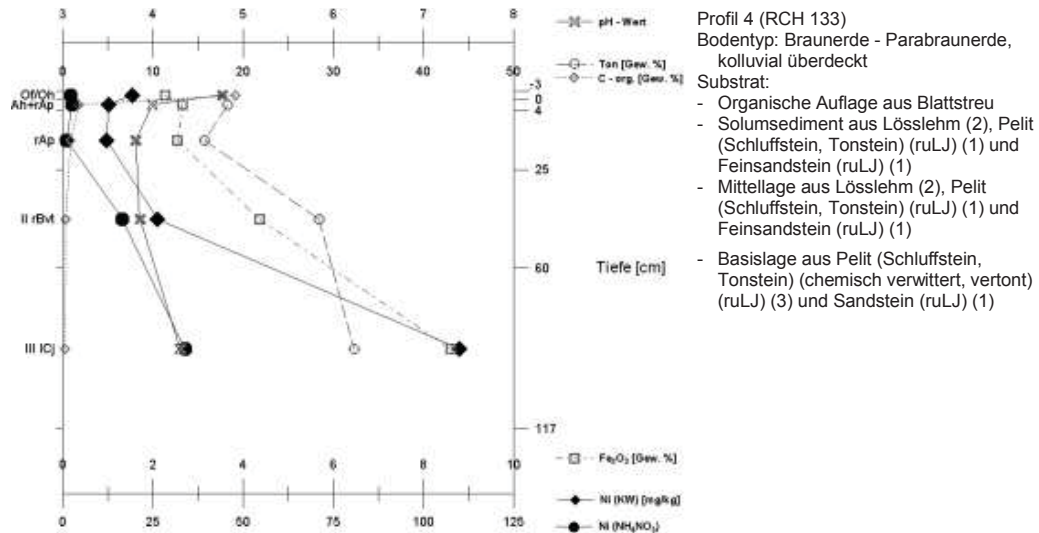


Abb. 58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich

Auch wenn diese Werte statistisch unsicher sind, deutet vieles darauf hin, dass Ni aus den oberen Horizonten der Waldböden in tiefere Profildbereiche, möglicherweise bei anhaltend tiefen pH-Werten auch über den Bodenbildungsbereich hinaus, verlagert wird. Dies ist offensichtlich gerade bei den Ackerböden nicht der Fall.

Die Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden im Verbreitungsgebiet der Pelite weisen in den Wäldern des Untersuchungsraums einen mittleren Gehalt von 17 mg Ni_{ges}/kg auf. Unter Wald sind damit die Ni_{ges}-Gehalte ähnlich wie in den Pelit-reichen Unterbodenhorizonte. Allerdings schwanken die Gehalte mit 11 - 24 mg Ni_{ges}/kg weit weniger. Dies wird auf die ausgleichende Wirkung des Lösslehms zurückgeführt. Trotz ähnlicher pH-Werte liegt der Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,28 mg Ni_{mob}/kg deutlich niedriger als in den Pelit-reichen Unterböden. Gehalte über 1 mg Ni_{mob}/kg kommen fast nicht vor. Die relative Mobilität variiert dabei zwischen 0,9 und 5%. Auch hier scheint es, dass der Mobilanteil am Gesamtgehalt mit der Tiefe eher zunimmt.

Die auf Blatt Rockenhausen nur vergleichsweise gering verbreiteten Sandstein-reichen Waldböden enthalten zwischen 5 und 19 mg Ni_{ges}/kg. Ihre Humusaufgabe dürfte in der Regel etwas Ni_{ges}-ärmer als ihr Oberboden sein. In ihnen wurden zwischen 4 und 17 mg Ni_{ges}/kg gefunden. Die sehr geringe Fallzahl lässt eine genauere Bewertung nicht zu, aber die vorliegenden Werte deuten darauf hin, dass sich die Gesamt- und Mobilgehalte im gesamten Bodenbildungsbereich weitgehend im Normalbereich der landesweiten Daten bewegen (siehe Tab. 49).

In den Sandstein-reichen Ackerböden des Untersuchungsraums wurden Ni_{ges}-Gehalte zwischen 9-28 mg Ni_{ges}/kg gemessen. Im Mittel sind es 14 mg Ni_{ges}/kg. Auch wenn diese Werte aufgrund der geringen Fallzahl ebenfalls statistisch nur schlecht abgesichert sind, deckt sich der Wertebereich mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 49). Die im Untersuchungsraum aus dem Rotliegend stammenden Sandsteine weisen bei allen Nutzungen offensichtlich ähnliche Ni_{ges}-Gehalte auf wie die Sandsteine des Buntsandstein, die im landesweiten Datenbestand deutlich überwiegen.

Tab. 49 Nickel in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	6	8	11	13	18
Oberboden, Wald	156	4	7	9	12	16
Oberboden, Acker	29	11	15	17	26	23
Oberboden, Grünland	21	11	14	17	19	22
Unterboden	148	4	6	11	16	20
Untergrund	130	3	7	15	23	30
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	0,13	0,32	0,61	1,02	1,31
Oberboden, Wald	155	0,16	0,32	0,60	1,56	1,23
Oberboden, Acker	27	0,02	0,04	0,19	0,33	0,41
Oberboden, Grünland	21	0,14	0,26	0,39	0,58	0,69
Unterboden	142	0,02	0,06	0,11	0,21	0,25
Untergrund	110	<0,01	0,02	0,09	0,22	0,22

Tab. 50 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	14	17	28	47	29
Oberboden, Wald	15	43	72	99	158	158
Oberboden, Acker	14	44	51	61	92	63
Oberboden, Grünland	18	43	63	76	129	123
Unterboden	29	67	84	130	169	217
Untergrund	25	83	108	179	212	231
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,14	0,18	0,54	0,87	0,55
Oberboden, Wald	13	0,42	0,62	1,08	2,44	1,62
Oberboden, Acker	14	0,02	0,06	0,18	0,45	0,39
Oberboden, Grünland	18	0,25	0,51	0,74	1,83	1,02
Unterboden	22	0,12	0,39	0,81	1,10	1,52
Untergrund	20	0,16	0,47	1,17	5,92	1,46

Die höchsten Ni_{ges}-Werte sind - wie oben erwähnt - im Untersuchungsraum in den Böden mit einem hohen Gehalt an basischen Magmatiten zu finden. In den überwiegend ackerbaulich genutzten Böden wurden zwischen 40 und 63 mg Ni_{ges}/kg gefunden. Ihre geringe Verbreitung verhindert für den Untersuchungsraum zwar eine statistische Absicherung, aber die Gehalte bewegen sich im Normalbereich für Ackerböden aus basischen Magmatiten. Die Magmatite des Rotliegend besitzen anscheinend ähnliche Ni_{ges}-Konzentrationen wie jene aus dem Tertiär, die den landesweiten Datenbestand bestimmen. Trotz der vergleichsweise hohen Ni_{ges}-Gehalte sind die Mobilgehalte in den Ackerböden nicht wesentlich höher als bei den anderen Substratgruppen (siehe oben).

In den überwiegend als Grünland genutzten schluffig/lehmigen Auenböden des Untersuchungsraums wurde bei einem Mittelwert von 24 mg Ni_{ges}/kg typische Ni_{ges}-Gehalte zwischen 20 und 35 mg Ni_{ges}/kg festgestellt. Sie liegen damit etwas unter den substratunabhängigen Werten für Grünlandböden auf Blatt Rockenhausen und relativ deutlich unter den landesweiten Werten dieser Substratgruppe (siehe Tab. 51). Standorte mit einer nennenswerten Belastung wurden im Untersuchungsraum nicht gefunden.

Da die Bodenreaktion in den meist schluffig/lehmigen Böden unter pH 6 liegt, ist im Untersuchungsraum für etwa 2/3 der Oberböden der strengste Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von nur 15 mg Ni_{ges}/kg anzuwenden. Mit einem substrat- und nutzungsunabhängigen Mittelwert von 24 mg Ni_{ges}/kg überschreiten 80% dieser Böden leicht bis mäßig den Vorsorgewert. 22% enthalten mehr als das Doppelte des Vorsorgewertes.

Bei schluffig/lehmigen Böden mit höherem pH-Wert, bei denen es sich fast ausnahmslos um landwirtschaftlich genutzte Böden handelt, wird der Vorsorgewert von 50 mg Ni_{ges}/kg, von einer geringfügigen Überschreitung abgesehen, eingehalten. Der Mittelwert entspricht etwa dem der Böden mit tieferen pH-Wert.

Tab. 51 Nickel in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al		Daten aus Rheinland-Pfalz				
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Wald	19	29	54	65	76	89
Oberboden, Acker	19	24	31	35	40	48
Oberboden, Grünland	79	24	38	55	64	74
Unterboden	152	34	53	62	68	102
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	19	0,57	1,43	2,96	5,75	6,11
Oberboden, Acker	18	0,06	0,16	0,49	1,73	0,91
Oberboden, Grünland	76	0,21	0,55	1,21	1,60	2,58
Unterboden	130	0,12	0,44	0,89	1,41	1,87

Die Situation ist in den tieferen Bodenhorizonten ganz ähnlich wie im Oberboden. Tendenziell steigen die Gesamtgehalte sogar etwas an. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite und den Pelitreichen Substraten dürften die Gehalte in tieferen Horizonten naturbedingt in der Regel deutlich über den Vorsorgewerten liegen. Bei den Peliten sind erhebliche Überschreitungen, d.h. Gehalte >70 mg Ni_{ges}/kg, insbesondere bei der Anwesenheit stark verwitterter Schwarzpelite zu erwarten, die allerdings nicht sehr weit verbreitet sind. Meist sind in diesen Horizonten auch die Fe_{ges}-Gehalte überdurchschnittlich, was als weiterer Hinweis auf geogene Ursachen gewertet wird.

Auch wenn großräumig der (strengste) Vorsorgewert überschritten wird, stehen die gefundenen Konzentrationen im Einklang mit der natürlichen Ausstattung der Böden bzw. Substrate an diesem Schwermetall, so dass sie im Sinne der BBodSchV als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte anzusehen sind.

Der für Grünlandoberböden bestehende Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze von 1900 mg Ni_{mob}/kg wird in allen Böden sehr weit unterschritten.

7% der untersuchten Ackerböden halten den Grenzwert der AbfklärV (1992) von 50 mg Ni_{ges}/kg nicht ein. Die Überschreitungen sind überwiegend geringfügig und treten fast ausschließlich im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite auf. Aufgrund der verhältnismäßig geringen Ausbreitung ist die Anzahl zwar nicht hoch, aber es ist davon auszugehen, dass im Gebiet der basischen Magmatite die Klärschlammaufbringung in der Regel unzulässig ist.

Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen beträgt 1,5 mg Ni_{mob}/kg und wird in keinem der untersuchten Ackerböden annähernd erreicht. Im Mittel sind es nur 6% des Prüfwertes und selbst der höchste gemessene Mobilgehalt liegt ca. 70% unter dem Prüfwert.

Die in Baden-Württemberg geltende Vorschrift *VwV Anorganische Schadstoffe* (1993) hat einen Prüfwert für Oberböden bezüglich Pflanzenwachstum und Bodensickerwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg festgesetzt. Nicht nur in den Oberböden der Äcker, sondern auch in jenen unter Grünlandnutzung, liegen die Mobilgehalte immer deutlich unterhalb dieser Konzentration.

Durch die tieferen pH-Werte der Waldböden beträgt der substratunabhängige mittlere Mobilgehalt 0,7 mg Ni_{mob}/kg. Der Prüfwert von 1,2 mg Ni_{mob}/kg wird in fast jedem 5. Oberboden überschritten. Für die tieferliegenden Horizonte ist in der VwV *Anorganische Schadstoffe* (1993) ein Prüfwert für Bodensickerwasser von 0,7 mg Ni_{mob}/kg angegeben. Im Rahmen dieser Untersuchung konnten tieferliegende Horizonte nur in verhältnismäßig geringem Umfang untersucht werden. Dennoch deutet sich an, dass in den Unterboden- und Untergrundhorizonte der Waldböden die Mobilgehalte zumeist über 0,7 mg Ni_{mob}/kg liegen, während die tieferen Profilbereiche der landwirtschaftlich genutzten Böden in der Regel diesen Prüfwert einhalten. Dies ist bei allen Substraten zu beobachten.

4.2.7. Quecksilber

Als Folge des historischen Bergbaus treten im Untersuchungsraum insbesondere in der Umgebung des Stahlbergs teilweise extrem hohe Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; Hg_{ges}) auf. Die räumliche Häufung sehr hoher Hg_{ges}-Gehalte ist deutlich in der Übersichtskarte und der detaillierten Karte in der Anlage zu beobachten. An sich ist Hg ein seltenes Element, dessen Gehalt in Gesteinen vergleichsweise wenig variiert. Tonige Sedimente und deren Metamorphite gehören, insbesondere wenn sie einen hohen Gehalt an organischer Substanz aufweisen, mit 0,2-0,4 mg/kg zu den Hg-reichsten Gesteinen. Magmatite enthalten relativ einheitlich weniger als 0,08 mg/kg und in Sandsteinen ist zwischen 0,03-0,1 mg/kg zu erwarten. In Böden ist entsprechend eine schwache Abhängigkeit vom Tongehalt sowie eine enge Beziehung zum Humusgehalt erkennbar (siehe Abb. 59). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass Hg nach Blei am stärksten über den Luftpfad in den Boden gelangt. Neben der bevorzugten Bindung an die organische Substanz führt auch atmosphärischer Eintrag zur ausgeprägten Anreicherung dieses Schadstoffes im Oberboden. Im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.

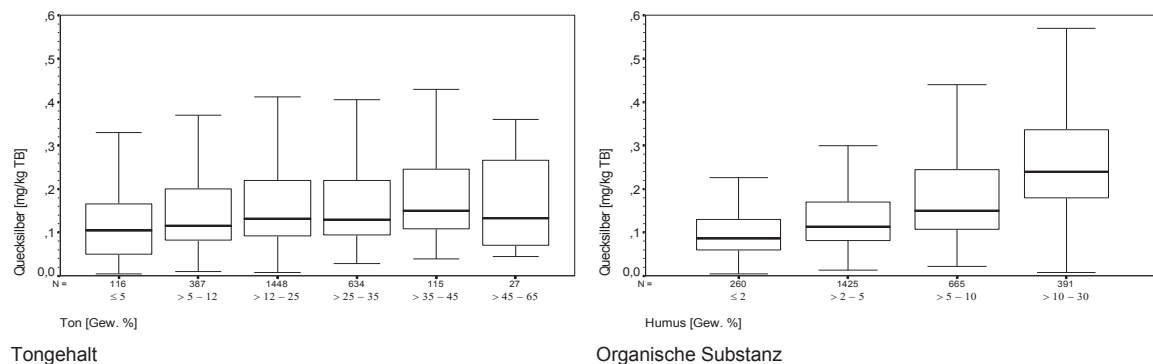


Abb. 59 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

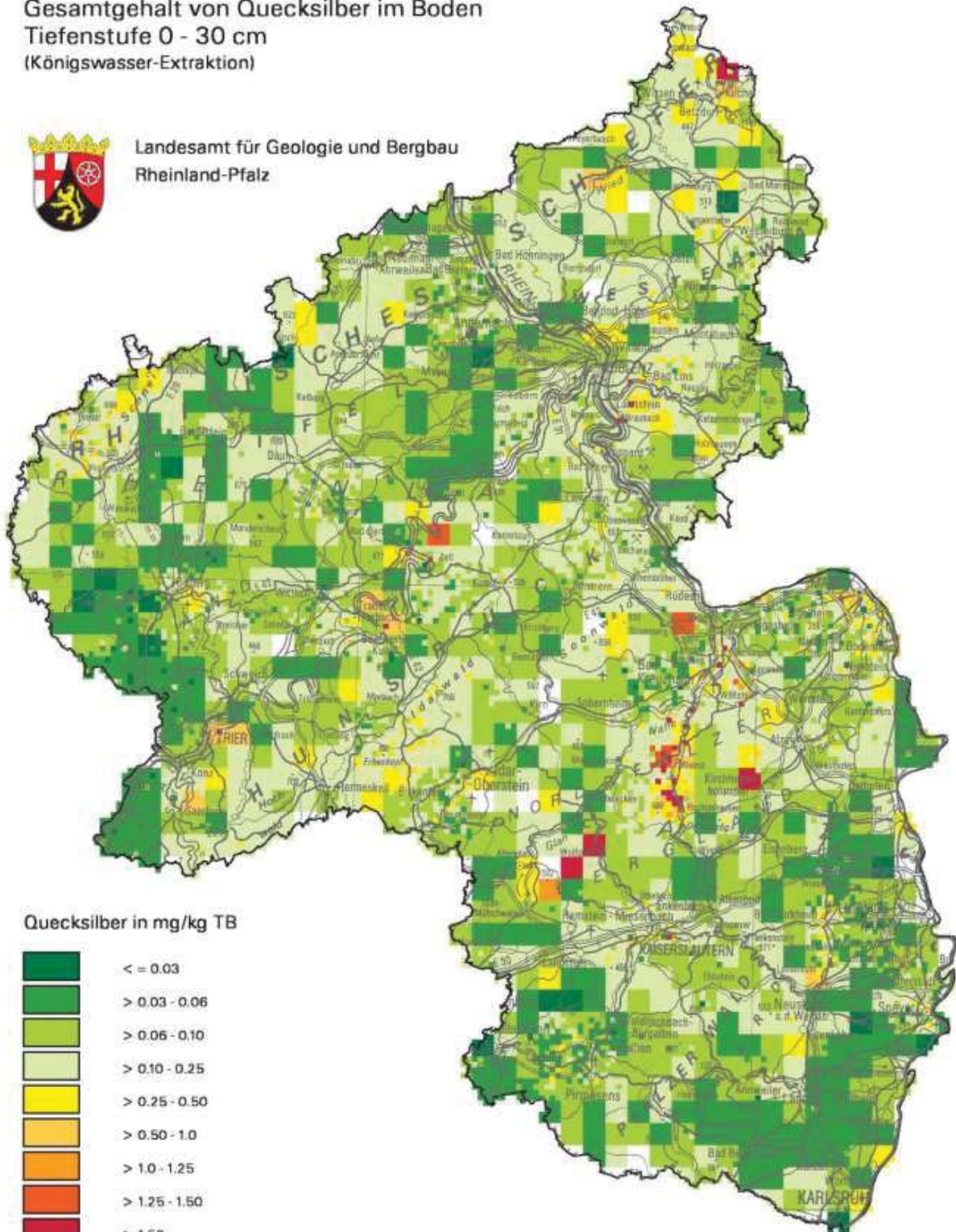
Hg zählt zu den geringer mobilen Elementen und weist wie Kupfer ein amphoterer Verhalten auf. Dies bedeutet, dass die höchste relative Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (Hg_{ges}), sowohl im stark bzw. extrem sauren als auch im alkalischen Bereich erzielt wird. In mäßig sauren bis neutralen Böden ist die Mobilität hingegen am geringsten (siehe Abb. 60). Durchschnittlich liegt dort der Mobilanteil bei 0,2% des Gesamtgehaltes. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von >1,3% die Ausnahme dar.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

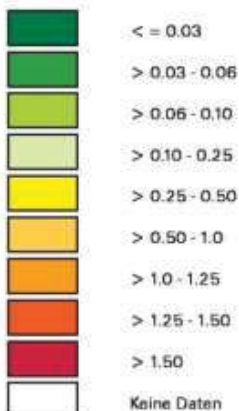
Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Quecksilber in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

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

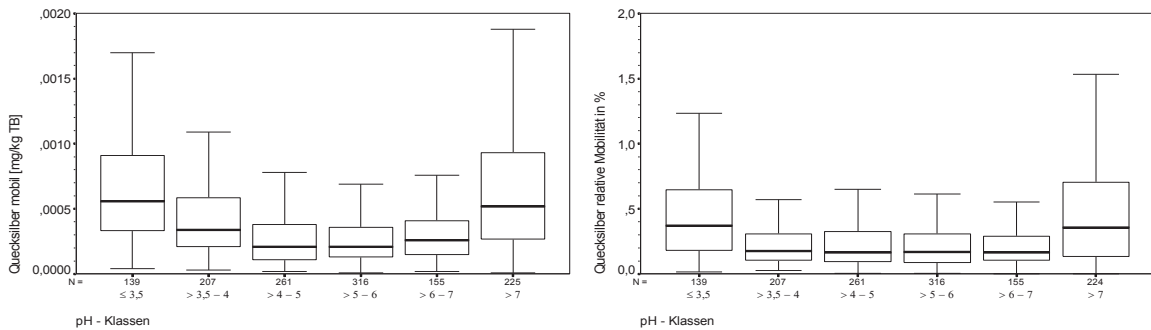


Abb. 60 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Im Mittel enthalten die Oberböden der Laubwälder im Untersuchungsraum 0,21 mg Hg_{ges}/kg und ihre Humusaufgaben 0,24 mg Hg_{ges}/kg. Diese Werte gelten auch weitgehend für die Pelit-reichen Waldböden, da sie auf Blatt Rockenhausen den weitaus größten Flächenanteil besitzen. In Anbetracht des historischen Quecksilberbergbaus sind dies erstaunlich geringe Werte. Im Vergleich zu den bislang über

Tab. 52 Quecksilber in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	11	0,13	0,16	0,44	0,98	0,89
Oberboden, Wald	16	0,16	0,26	0,41	1,02	0,47
Oberboden, Acker	45	0,11	0,14	0,26	0,47	0,47
Oberboden, Grünland	19	0,10	0,13	0,19	0,41	0,21
Unterboden	40	0,07	0,10	0,16	0,49	0,30
Untergrund	57	0,04	0,06	0,13	0,51	0,22
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	9	0,00021	0,00026	0,00035	0,00151	0,00043
Oberboden, Acker	34	0,00015	0,00022	0,00032	0,00042	0,00049
Oberboden, Grünland	17	0,00013	0,00018	0,00022	0,00053	0,00026
Unterboden	11	0,00020	0,00025	0,00030	0,00081	0,00039
Untergrund	33	0,00014	0,00024	0,00037	0,00098	0,00070
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	0,10	0,15	0,21	0,74	0,21
Oberboden, Acker	20	0,12	0,15	0,28	0,57	0,39
Unterboden	18	0,03	0,08	0,22	0,63	0,48
Untergrund	23	0,04	0,06	0,13	3,39	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	0,00022	0,00030	0,00048	0,00053	0,00057
Oberboden, Acker	16	0,00021	0,00023	0,00035	0,00042	0,00046
Unterboden	14	0,00020	0,00028	0,00035	0,00090	0,00045
Untergrund	17	0,00018	0,00027	0,00034	0,00098	0,00041

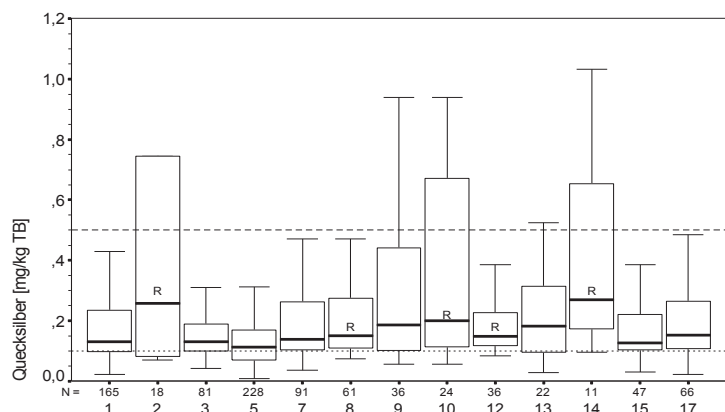


Abb. 61
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Quecksilber im
Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

500 landesweit untersuchten Laubwaldböden sind die mittleren Konzentrationen zunächst vollkommen unauffällig. Landesweit liegt der Mittelwert für Laubwaldoberböden bei 0,18 mg Hg_{ges}/kg und für die Humusauflagen ist er identisch mit jenem aus dem Untersuchungsraum. Dennoch wurden erheblich erhöhte Gesamtgehalte festgestellt. Die substratunabhängige Ausreißergrenze für Laubwaldoberböden liegt landesweit bei 0,50 mg Hg_{ges}/kg und für Humusauflagen bei 0,69 mg Hg_{ges}/kg. Immerhin jeder 4. Laubwaldoberboden und jede 10. Humusauflage enthält im Untersuchungsraum Hg_{ges}-Gehalte über

Tab. 52 Quecksilber in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	20	0,16	0,25	0,46	1,24	0,72
Oberboden, Wald	22	0,14	0,24	0,85	2,90	1,03
Oberboden, Acker	11	0,08	0,11	0,20	1,44	0,26
Unterboden	34	0,06	0,12	0,42	3,71	0,63
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	17	0,00022	0,00038	0,00099	0,00131	0,00153
Oberboden, Wald	17	0,00024	0,00038	0,00051	0,00070	0,00071
Oberboden, Acker	9	0,00015	0,00016	0,00026	0,00036	0,00040
Unterboden	22	0,00016	0,00026	0,00032	0,00062	0,00049
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	22	0,10	0,18	0,32	0,91	0,52
Oberboden, Wald	11	0,10	0,25	0,75	4,30	1,03
Unterboden	13	0,07	0,11	0,43	2,92	0,47
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	19	0,00027	0,00037	0,00062	0,00070	0,00087
Oberboden, Wald	10	0,00033	0,00039	0,00057	0,00070	0,00071
Unterboden	12	0,00015	0,00028	0,00035	0,00059	0,00055

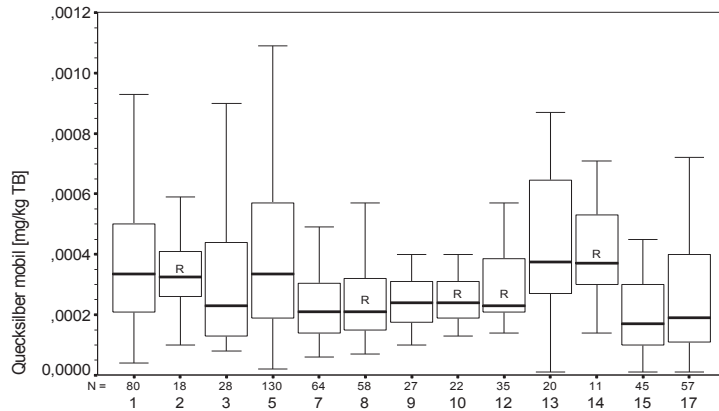


Abb. 62
 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
 Quecksilber im Oberboden
 (Substratcode: siehe Tabelle oder
 Einlageblatt)

den genannten Schwellenwerten. Sie sind fast ausnahmslos im Radius von ca. 4 km um das historische Bergbauggebiet Stahlberg zu finden. Da die untersuchten Pelit-haltigen Waldböden mit höherem Lösslehmanteil besonders häufig aus diesem Gebiet stammen, besitzen vom Bergbau beeinflusste Waldböden einen hohen Anteil am Datenbestand, so dass regionale Hintergrundwerte für diese Substratgruppe und Nutzung nicht abgeleitet werden können. Ein Durchschnittswert von 0,45 mg Hg_{ges}/kg und eine Ausreißergrenze von fast 1 mg Hg_{ges}/kg charakterisiert mit Sicherheit nicht den Konzentrationsbereich von ubiquitär („normal“) belasteten Waldböden dieser Substratgruppe. Aufgrund geringer Fallzahlen werden selbst die landesweiten Zahlen (siehe Tab. 52) davon berührt. Vielmehr ist davon auszugehen, dass ausserhalb der Bergbauggebiete der Schwankungsbereich der Hg_{ges}-Gehalte ganz ähnlich wie in den Pelit-reichen Waldböden sein dürfte. Dies ergibt sich zum einen aus der Tatsache, dass es sich vorwiegend um Lokallösslehm handeln dürfte, womit er ein ähnliches Elementspektrum wie die Gesteine der Region besitzt, zum anderen weil der Hg_{ges}-Gehalt in Gesteinen relativ gering variiert. Auf die besondere Situation in diesem historischen Bergbauggebiet wird näher im unteren Teil dieses Kapitels eingegangen.

In ubiquitär belasteten Waldböden ist die Humusaufgabe überwiegend der Hg_{ges}-reichste Horizont. Der Konzentrationsunterschied zwischen Humusaufgabe und Oberboden fällt jedoch deutlich geringer als beim Cadmium aus. Nimmt man die oben genannte Ausreißergrenze von 0,50 mg Hg_{ges}/kg als Maßstab für die Abgrenzung von höher belasteter Waldoberböden, so liegt der Hg_{ges}-Gehalt in den Humusaufgaben der minder belasteten Standorte im Untersuchungsraum durchschnittlich 30% höher als im Oberboden, wobei allerdings dieser Wert stark schwankt. Typischerweise ist der Hg_{ges}-Gehalt in ubiquitär belasteten Humusaufgaben um Faktor 0,5 bis 3 höher als in ihren Oberböden.

In belasteten Waldböden ist in der Humusaufgabe zwar meist deutlich mehr Hg zu finden als in unbelasteten Standorten, jedoch sind sie in der Regel Hg-ärmer als ihr Oberboden. Am Stahlberg wurden im Gebiet *Frische Muth* in einer Humusaufgabe Extremgehalte von >50 mg Hg_{ges}/kg gefunden, wobei sie immer noch ca. 30% weniger als der folgende Oberboden enthält.

Das Hg_{ges}-Angebot im Oberboden beeinflusst indirekt den Gehalt in der Humusaufgabe. Die Ursache dürfte kaum im biologischen Stoffkreislauf liegen, sondern maßgeblich auf der Einmischung mineralischer Komponenten in die Humusaufgabe beruhen.

In der vorliegenden Untersuchung, bei der der Fokus auf natürlichen bzw. naturnahen Böden lag, wurde am Stahlberg auch ein bergbaulich geprägter Waldboden aufgedeckt, der wohl ein typisches Beispiel für die vertikale Konzentrationsverteilung eines belasteten Bodenprofils darstellt (Profil 3, Abb. 63).

Von 3,2 mg Hg_{ges}/kg in der Humusauflage steigt der Hg_{ges}-Gehalt auf 9,2 mg Hg_{ges}/kg im Oberboden an. Eine weitere Zunahme auf >12 mg Hg_{ges}/kg erfolgt im Unterboden und/oder in den oberen C-Horizonten, um dann auf hohem Niveau wieder deutlich abzunehmen (<3 mg Hg_{ges}/kg). Zwar sind die Absolutgehalte in den Böden des Stahlbergs extrem variabel, aber dass die Hauptbelastung in diesem Profilbereich zu finden ist, scheint kennzeichnend für dieses Gebiet zu sein. Die Abnahme des Hg_{ges} in den tiefsten Profilabschnitten kann als Indiz gewertet werden, dass ein Profil sich nicht unmittelbar über Erzgängen befindet (KRÖMER 1981), aber die obere Schicht wahrscheinlich durch Umlagerungsprozesse in historischen Zeiträumen durch den Jahrhunderte langen Bergbau geprägt ist.

Die hohe vertikale, aber auch horizontale Variabilität des Hg_{ges} ist ebenfalls bei zwei nur 5 m auseinanderliegenden Profilen nahe der *Frischen Muth* zu beobachten, wo innerhalb eines Profils die Gehalte zwischen 126 mg Hg_{ges}/kg im Unterboden und 7 mg Hg_{ges}/kg im Untergrund schwanken. In dem direkt benachbarten Standort hingegen übersteigt der Gesamtgehalt im gesamten Profil nicht 25 mg Hg_{ges}/kg.

Zu berücksichtigen ist, dass der heutige Wald und die angrenzenden Gebiete am Stahlberg mehr oder minder durch den ehemaligen Bergbau in Anspruch genommen waren. Es ist daher nicht davon auszugehen, dass oberhalb der Basislage noch natürlich gelagerte Sedimente vorhanden sind, sondern dass im gesamten Stahlberg-Gebiet Bodenmaterial durch Prospektion, Abbau, Halden und Verspülungen zumindest oberflächennah umgelagert wurde.

Die Mobilgehalte sind ungleich unauffälliger als die Hg_{ges}-Gehalte. In den Pelit-haltigen Waldoberböden beträgt der Durchschnittsgehalt 0,31 µg Hg_{mob}/kg und die Ausreißergrenze 0,81 µg Hg_{mob}/kg. Der relative Anteil am Gesamtgehalt bewegt sich damit in einem typischen Bereich von 0,1 bis 0,4%. Obwohl die Lösslehm-haltigen bis -reichen Pelitböden im Untersuchungsraum häufig hohe Hg_{ges}-Gehalte besitzen, liegt ihr Mobilgehalt kaum über dem der Pelit-reichen Waldböden.

Die Humusauflagen Pelit-haltiger Substrate enthalten im Mittel 0,39 µg Hg_{mob}/kg, und der Normalbereich endet bei etwa 1,2 µg Hg_{mob}/kg. Die geringfügig höheren Mobilgehalte resultieren aus den höheren Hg_{ges}-Gehalten, da die relative Verfügbarkeit gleich ist. Dies bedeutet auch, dass im Gegensatz zu den meisten der hier untersuchten Spurenelemente die Erhöhung des pH-Wertes durch die Waldbodenkalkungen keinen Effekt auf die Mobilität des Hg hat. Unerwartet liegen die Mobilgehalte in den Humusaufgaben des Untersuchungsraums sogar unter dem Durchschnitt von 0,51 µg Hg_{mob}/kg aller bislang landesweit untersuchten Laubwald-Humusaufgaben (n= 276).

In den Waldböden des Bergbaugesbietes Stahlberg wurden die höchsten Mobilgehalte in der Humusaufgabe und in Stauwasser-beeinflussten Unterböden festgestellt. Ihre Mineralböden enthalten bei Hg_{ges}-Gehalten von bis zu 127 mg Hg_{ges}/kg maximal 3,3 µg Hg_{mob}/kg. Selbst bei Gehalten von 65 mg Hg_{ges}/kg in der Humusaufgabe liegt dort der Mobilgehalt bei nur 4,3 µg Hg_{mob}/kg, was einer relative Verfügbarkeit von lediglich 0,007% entspricht. Die ungewöhnlich geringe Verfügbarkeit ist bedeutsam für die Bewertung der Belastungssituation.

Werden die durch den Bergbau beeinflussten Böden aus dem Datenbestand entfernt, decken sich die Hg_{ges}-Gehalte für die Pelit-reichen Untergrundhorizonte mit den landesweiten Werten aus Tab. 52. Der Normalbereich endet bei 0,22 mg Hg_{ges}/kg. Der Mittelwert liegt in den tiefsten Horizonten der Waldböden bei 0,06 mg Hg_{ges}/kg und in den landwirtschaftlich genutzten Böden bei 0,08 mg Hg_{ges}/kg. Sie unterscheiden sich damit nicht signifikant. Die zwischen Oberboden und Untergrund liegenden Unterbodenhorizonte enthalten meist etwa mehr Hg_{ges} als die Untergrundhorizonte, jedoch merklich weniger als ihre Oberböden.

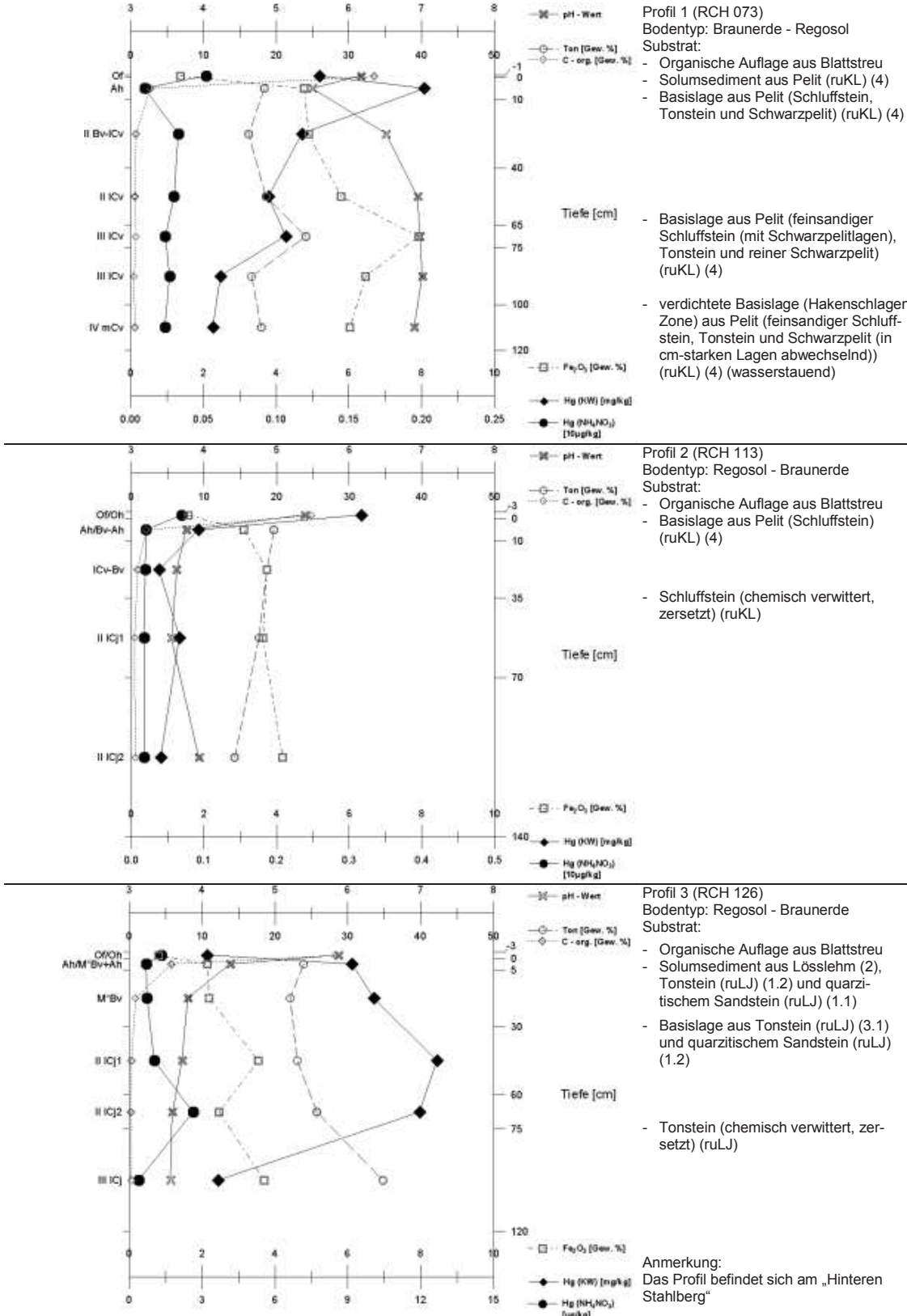
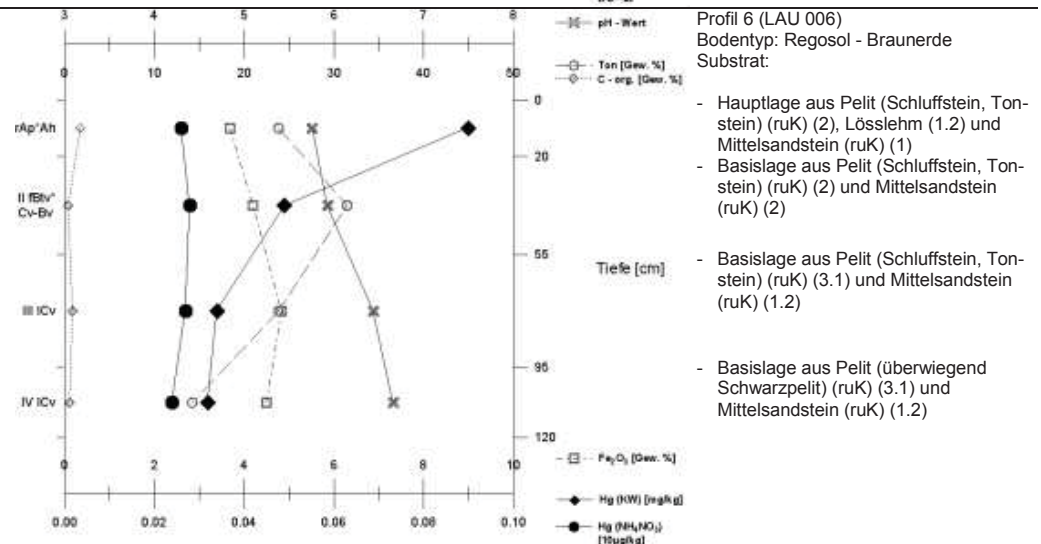
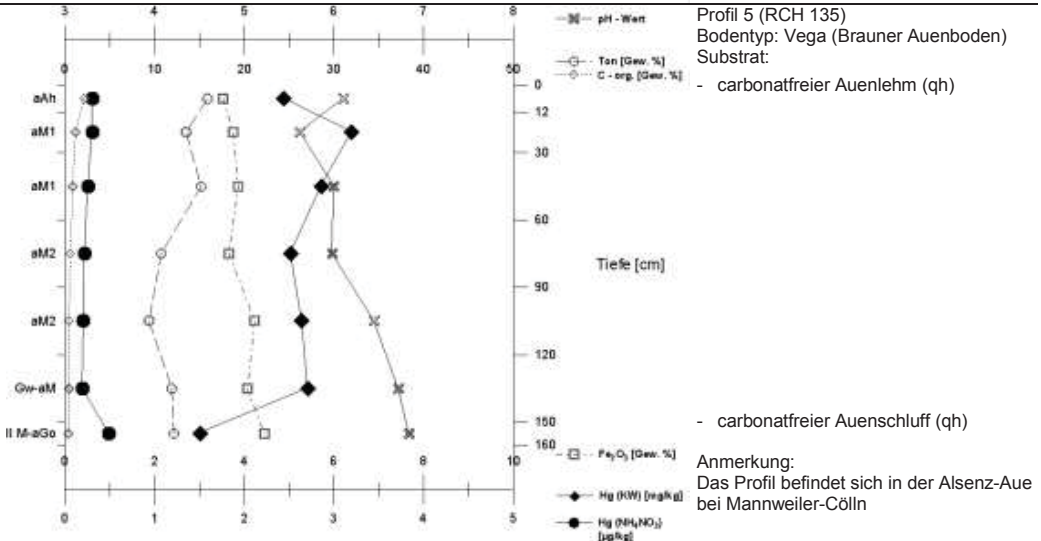
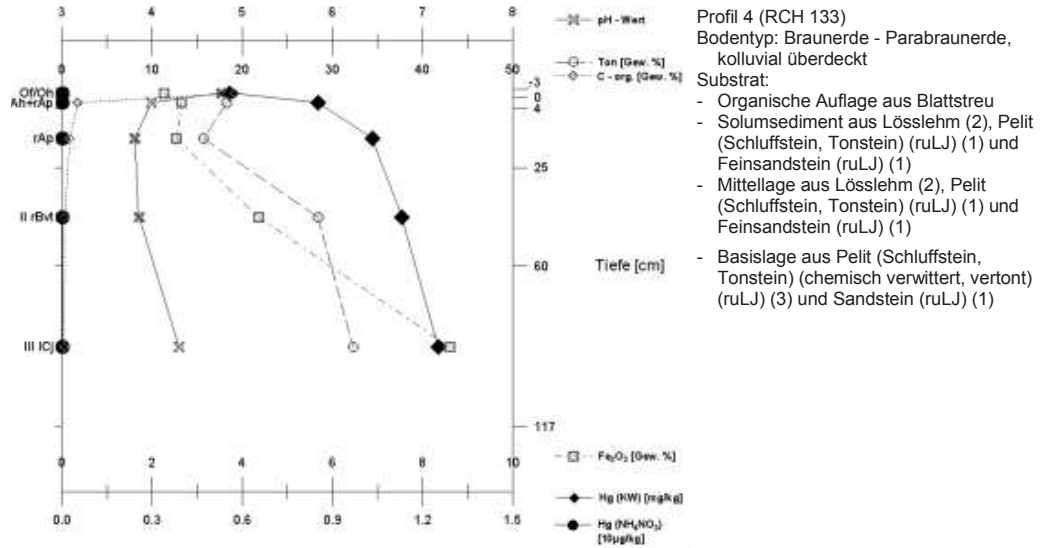


Abb. 63 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 63 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich

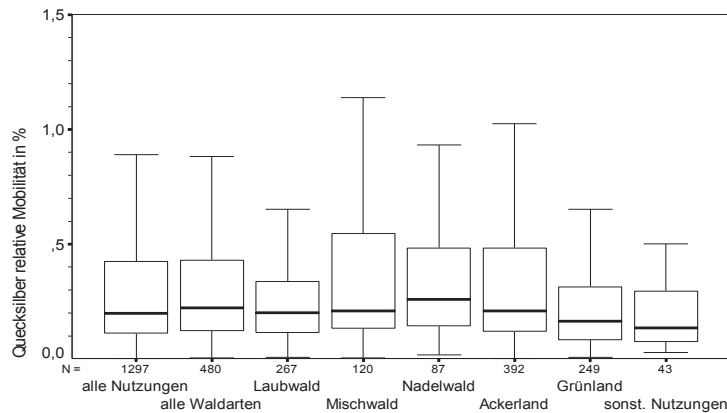


Abb. 64
Relative Mobilität von Quecksilber
im Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

Auch beim Mobilgehalt sind in den Untergrundhorizonten keine erkennbaren nutzungsbedingten Unterschiede festzustellen und die Gehalte ähneln den in Tab. 52 dargestellten landesweiten Werten.

In Böden außerhalb der Bergbaugebiete nehmen also die Hg_{ges} -Gehalte im Normalfall von (Humusauf-
lage und) Oberboden zum Unterboden hin deutlich ab, um dann mit zunehmender Profiltiefe weiter
leicht abzusinken. Die vertikalen Konzentrationsunterschiede beim Mobilgehalt sind hingegen gering.
Der Mobilgehalt steht bei den im Untersuchungsraum vorherrschenden pH-Werten überwiegend in Be-
ziehung zum Hg_{ges} -Gehalt.

Wie im gesamten Land enthalten die landwirtschaftlich genutzten Böden in ihren Oberböden normaler-
weise etwas weniger Hg_{ges} als die Waldoberböden. Im Untersuchungsraum liegt ihr Hg_{ges} -Gehalt im
Mittel etwa 30% niedriger. Substratunabhängig beträgt der Mittelwert in Ackeroberböden auf Blatt
Rockenhausen 0,16 mg Hg_{ges} /kg und für die Pelit-haltigen Ackerböden 0,15 mg Hg_{ges} /kg. Wie schon bei
den Waldböden befinden sich diese Werte damit nicht erheblich über dem landesweiten Mittelwert für
diese Nutzungsklasse von 0,11 mg Hg_{ges} /kg. Auch in den Grünlandoberböden ist die Situation ähnlich.
Im Untersuchungsraum enthalten sie im Durchschnitt wie im gesamten Land kaum mehr als die Acker-
böden, aber die Hg_{ges} -Gehalte schwanken deutlich stärker. Die regionale Ausreißergrenze liegt mit
0,87 mg Hg_{ges} /kg immerhin um mehr als das 3-fache über dem landesweiten Wert für diese Nutzung,
d.h. anormal hohe Werte kommen auf Blatt Rockenhausen deutlich häufiger vor. In fast 20% der unter-
suchten Grünlandböden wird die landesweite Ausreißergrenze um mehr als das Doppelte überschritten.
Bei den Ackerböden betrifft es etwa jeden 10. Standort.

In den Pelit-haltigen Ackerböden wurde im Untersuchungsraum ein mittlerer Mobilgehalt von 0,22 μg
 Hg_{mob} /kg und eine durchschnittlicher Anteil am Hg_{ges} -Gehalt von 0,14% festgestellt. Der übliche Kon-
zentrationbereich bewegt sich zwischen 0,10 und 0,64 mg Hg_{mob} /kg. Lediglich an einem Standort
wurde die Ausreißergrenze unwesentlich überschritten. Zwar weisen die Pelit-haltigen Grünlandböden
überwiegend etwas tiefere pH-Werte auf, aber auch sie liegen noch im Bereich der geringsten Hg-Mobi-
lität (siehe Abb. 60). Da sie gleichzeitig ähnliche Hg_{ges} -Gehalte wie die Ackerböden besitzen, unter-
scheiden sich auch ihre Mobilgehalte nicht signifikant. Die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt liegt
mit 0,14% wie bei den Ackerböden auf dem Niveau der Waldoberböden. Dies bedeutet gleichzeitig,
dass die gegenüber Waldoberböden geringeren Mobilgehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden
maßgeblich durch ihren geringeren Hg_{ges} -Gehalt hervorgerufen werden.

Wie schon bei den Waldböden sind auch bei den landwirtschaftlich genutzten Böden mit hohem
Gesamtgehalt die Mobilgehalte vollkommen unauffällig. Selbst der nordwestlich von Katzenbach
gelegene Ackerboden, der für diese Nutzung den höchsten Hg_{ges} -Gehalt von 3,2 mg Hg_{ges} /kg besitzt,

weist einen unauffälligen Mobilgehalt von nur 0,30 µg Hg_{mob}/kg auf. Das gleiche Bild zeigt der auf Blatt Rockenhausen Hg_{ges}-reichste Grünlandboden nördlich von Dielkirchen. Bei einem Hg_{ges}-Gehalt von 5,5 mg Hg_{ges}/kg weist er einen Mobilgehalt von nur 0,31 µg Hg_{mob}/kg auf. Wie in allen Hg_{ges}-reichen Böden liegt damit die relative Mobilität auch hier ungewöhnlich niedrig. Es ist davon auszugehen, dass in durch Vererzungen beeinträchtigten Böden weniger als 0,01% des Hg_{ges}-Gehaltes verfügbar ist. Dies ist von entscheidender Bedeutung für die Bewertung von Böden mit extrem hohen Gesamtgehalten.

Tab. 53 Quecksilber in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis –führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	0,16	0,27	0,41	0,55	0,71
Oberboden, Wald	156	0,09	0,13	0,19	0,29	0,33
Oberboden, Acker	29	0,05	0,07	0,12	0,18	0,20
Oberboden, Grünland	21	0,05	0,06	0,11	0,13	0,15
Unterboden	147	0,03	0,04	0,06	0,10	0,11
Untergrund	129	0,01	0,02	0,05	0,09	0,10
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	0,00026	0,00074	0,00154	0,00326	0,00322
Oberboden, Wald	98	0,00026	0,00040	0,00062	0,00100	0,00109
Oberboden, Acker	13	0,00011	0,00015	0,00024	0,00029	0,00040
Oberboden, Grünland	16	0,00004	0,00021	0,00030	0,00038	0,00048
Unterboden	117	0,00011	0,00020	0,00029	0,00049	0,00054
Untergrund	88	0,00011	0,00021	0,00031	0,00042	0,00050

In den Sandstein-reichen Ackerböden wurde auf Blatt Rockenhausen eine mittlere Hg_{ges}-Konzentration von 0,13 mg Hg_{ges}/kg festgestellt. Die Gehalte reichen normalerweise von 0,09 bis 0,21 mg Hg_{ges}/kg, wobei die Anzahl an Beobachtungen mit n=9 an sich zu gering ist. Der Höchstwert wurde mit 0,49 mg Hg_{ges}/kg in einem Ackerboden ca. 2 km westlich des Stahlbergs festgestellt. Der Hg_{mob}-Gehalt liegt in diesen Ackerböden mit 0,18 bis 0,58 µg Hg_{mob}/kg in einem ähnlichen Bereich wie in den Pelit-haltigen Ackerböden.

Eine noch geringere Fallzahl verhindert die Bewertung der Sandstein-reichen Waldböden, dennoch sind die in Oberboden und Humusaufgabe gefundenen Hg_{ges}-Gehalte fast identisch mit den in Tab. 53 abgebildeten landesweiten Werten. Es ist zu vermuten, dass sie bei ausreichendem räumlichen Abstand zum Stahlberg ähnliche Hg_{ges}-Gehalte wie Sandstein-reiche Waldböden des Buntsandstein besitzen. Auch die Hg_{mob}-Gehalte scheinen sich im Konzentrationsbereich des landesweiten Datenbestandes zu bewegen.

Da basische Magmatite im Untersuchungsraum nur selten vorkommen, steht eine nur geringe Anzahl an Messwerten für ihre Böden zur Verfügung. Gleichzeitig schwanken die Gehalte in ihren Ackerböden von 0,12 bis 1,12 mg Hg_{ges}/kg so stark, dass sich für den Untersuchungsraum kein Durchschnittswert ableiten lässt. Die Mobilgehalte sind hingegen mit 0,18 und 0,45 µg Hg_{mob}/kg vergleichsweise einheitlich und bewegen sich in einem Bereich, der für Böden dieser Nutzung landesweit üblich ist.

Tab. 54 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	0,23	0,29	0,49	0,51	0,51
Oberboden, Wald	15	0,17	0,29	0,38	0,67	0,67
Oberboden, Acker	14	0,11	0,12	0,14	0,46	0,14
Oberboden, Grünland	18	0,10	0,11	0,14	0,15	0,17
Unterboden	29	0,04	0,06	0,10	0,13	0,14
Untergrund	25	0,03	0,06	0,08	0,10	0,11
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	0,00025	0,00048	0,00060	0,00102	0,00065
Oberboden, Wald	13	0,00025	0,00035	0,00060	0,00071	0,00081
Oberboden, Acker	14	0,00009	0,00016	0,00032	0,00051	0,00045
Oberboden, Grünland	18	0,00010	0,00014	0,00017	0,00022	0,00025
Unterboden	22	0,00010	0,00014	0,00022	0,00028	0,00033
Untergrund	20	0,00010	0,00012	0,00015	0,00027	0,00021

Der Hg-Bergbau beeinträchtigte über Abspülungen aus Halden- und Aufbereitungsbereichen auch den Abstrombereich. Daher treten hohe Hg_{ges}-Gehalte in den anschließenden Solum- und Auensedimente auf. Während die Hg_{ges}-Gehalte in den Auenböden der Alsenz südlich von Rockenhausen und der Moschel oberhalb von Finkenbach-Gersweiler normal bis unterdurchschnittlich sind, wurden in den unterhalb gelegenen Auenbereichen auf Blatt Rockenhausen im Oberboden Hg_{ges}-Gehalte von bis zu 2,4 mg Hg_{ges}/kg festgestellt. Wie das an der Alsenz bei Mannweiler-Cölln liegende Profil 5 (Abb. 63) zeigt, treten dort ähnlich hohe Hg_{ges}-Gehalte bis in eine Tiefe von 150 cm auf. Aber auch der tiefste beprobte Horizont enthält immer noch über 1 mg Hg_{ges}/kg. Je nach Lage zum Fließgewässer können die Hg_{ges}-Gehalte innerhalb des Auengebietes aber deutlich variieren. In den Auen der Moschel und Alsenz sind auf dem nördlich gelegenen Blatt Meisenheim noch deutlich höhere Konzentrationen bekannt. Bei Altenbamberg wurden in der Alsenzaue im Oberboden einer Weide 8,2 mg Hg_{ges}/kg gemessen.

Tab. 55 Quecksilber in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al						<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, Wald	19	0,08	0,13	0,18	0,26	0,30
Oberboden, Acker	19	0,10	0,12	0,29	0,56	0,48
Oberboden, Grünland	79	0,08	0,13	0,23	0,53	0,45
Unterboden	152	0,06	0,08	0,12	0,23	0,22
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	13	0,00010	0,00023	0,00056	0,00360	0,00078
Oberboden, Grünland	51	0,00021	0,00033	0,00050	0,00084	0,00078
Unterboden	124	0,00012	0,00024	0,00039	0,00060	0,00076

STEUBING et al. (1995) fanden in Auenböden bei Nieder- und Obermoschel stark schwankende Konzentrationen zwischen 1 und 30 mg Hg_{ges}/kg.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Auenböden im Abstrombereich der Bergbaugebiete Stahlberg und Obermoschel generell deutlich bis erheblich erhöhte Hg_{ges}-Gehalte zeigen. Dies beobachtete auch KOZIOL (1997). Eine Prognose zur exakten räumlichen Verteilung ist aber durch die sehr variablen Konzentrationen nicht möglich. Es ist davon auszugehen, dass der Massnahmenwert der BBodSchV (1999) für Grünland von 2 mg Hg_{ges}/kg bis zur Mündung der Alsenz häufig überschritten wird. Im Zusammenhang mit den vom Ministerium für Umwelt und Forsten wertung fanden neben umfangreichen Bodenuntersuchungen in verschiedenen Nutzungen (Landwirtschaft und Nutzgärten) und humantoxikologischen Untersuchungen u.a. auch Untersuchungen in Pflanzen sowie in Tierprodukten statt. Zusammenfassend ist gemäß dem Bericht „Bodenschutz und gesundheitlicher Umweltschutz“ (MUF 1998) festzustellen, dass insbesondere erst die Heranziehung der mobilisierbaren Anteile eine umfassende sachgerechte Risikobewertung über die verschiedenen Wirkungspfade ermöglicht. Erfreulicherweise liegt selbst in den Kerngebieten des historischen Bergbaus und dort in den sensibelsten Nutzungsbereichen (Nutzgärten und Landwirtschaft) keine Gefährdung über die verschiedenen Wirkungspfade für den Menschen vor. Allerdings wurden aus Vorsorgegründen durch die zuständigen Behörden gewisse Nutzungs- und Verzehrempfehlungen ausgesprochen (UMWELTJOURNAL 14/1997). Eine umfassende Darlegung der im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten von den Universitäten Mainz und Gießen von 1992 bis 1997 ausgeführten Untersuchungen ist in der Veröffentlichung „Bodenschutz und gesundheitlicher Umweltschutz“ (MUF 1998) enthalten und über die Internetseiten des MUFV einsehbar.

Für die Gefährdungsabschätzung und die Bewertung sind demnach insbesondere die Mobilgehalte zu berücksichtigen. Im Gegensatz zu den Hg_{ges}-Gehalten schwanken die Mobilgehalte in allen untersuchten Auenböden auf niedrigem Niveau nur wenig. Sie bewegen sich in den Grünlandoberböden der Auen auf Blatt Rockenhausen zwischen 0,10 und 0,35 µg Hg_{mob}/kg. Dies sind Gehalte, wie sie landesweit allgemein in Auenböden zu finden sind. Selbst bei dem Standort bei Altenbamberg (siehe oben) erreicht der Mobilgehalt nur 0,69 µg Hg_{mob}/kg. Ein Wert, der selbst die landesweite Ausreißergrenze für diese Nutzung noch unterschreitet (siehe Tab. 55) und nur 10% des in Baden-Württemberg geltende Prüfwerts der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) erreicht (siehe auch unten). Daraus ist zu schließen, dass das durch den Bergbau eingetragene Hg extrem immobil ist. Trotz hoher Hg_{ges}-Gehalte wird die Gefahr einer Beeinträchtigung der Pflanzen- oder Grundwasserqualität relativ gering sein. Das unmittelbarste Risiko dürfte für Weidetiere bestehen, die beim Weiden Bodenmaterial direkt aufnehmen können.

Für die überwiegend schluffig/lehmigen Böden des Untersuchungsraums gilt nach BBodSchV (1999) der Vorsorgewert von 0,5 mg Hg_{ges}/kg. Dieser wird in der Umgebung des Stahlbergs, dem Zentrum des historischen Hg-Bergbaus, erwartungsgemäß häufig und teilweise deutlich übertroffen (siehe unten). Mit zunehmender Entfernung zum Stahlberg sinken sukzessiv die Gehalte im Oberboden (siehe Kartenanlage). In fast 70% der untersuchten Oberböden der Gemeinde Stahlberg und der angrenzenden Gemeinden (Ransweiler, Bayerfeld-Steckweiler, Katzenbach, Dielkirchen) wird der Vorsorgewert von 0,5 mg Hg_{ges}/kg überschritten. Der mittlere nutzungsunabhängige Gehalt beträgt in den Oberböden dieser Gemeinden 0,74 mg Hg_{ges}/kg. Erhöhte Gehalte treten zudem in den nördlich anschließenden Auengebieten von Moschel und Alsenz auf. Außerhalb dieser Räume gehen die Gehalte bei allen Nutzungsformen hingegen wieder auf übliche Werte von 0,1 bis 0,3 mg Hg_{ges}/kg zurück und der Gesamtgehalt liegt immer unterhalb des Vorsorgewerts.

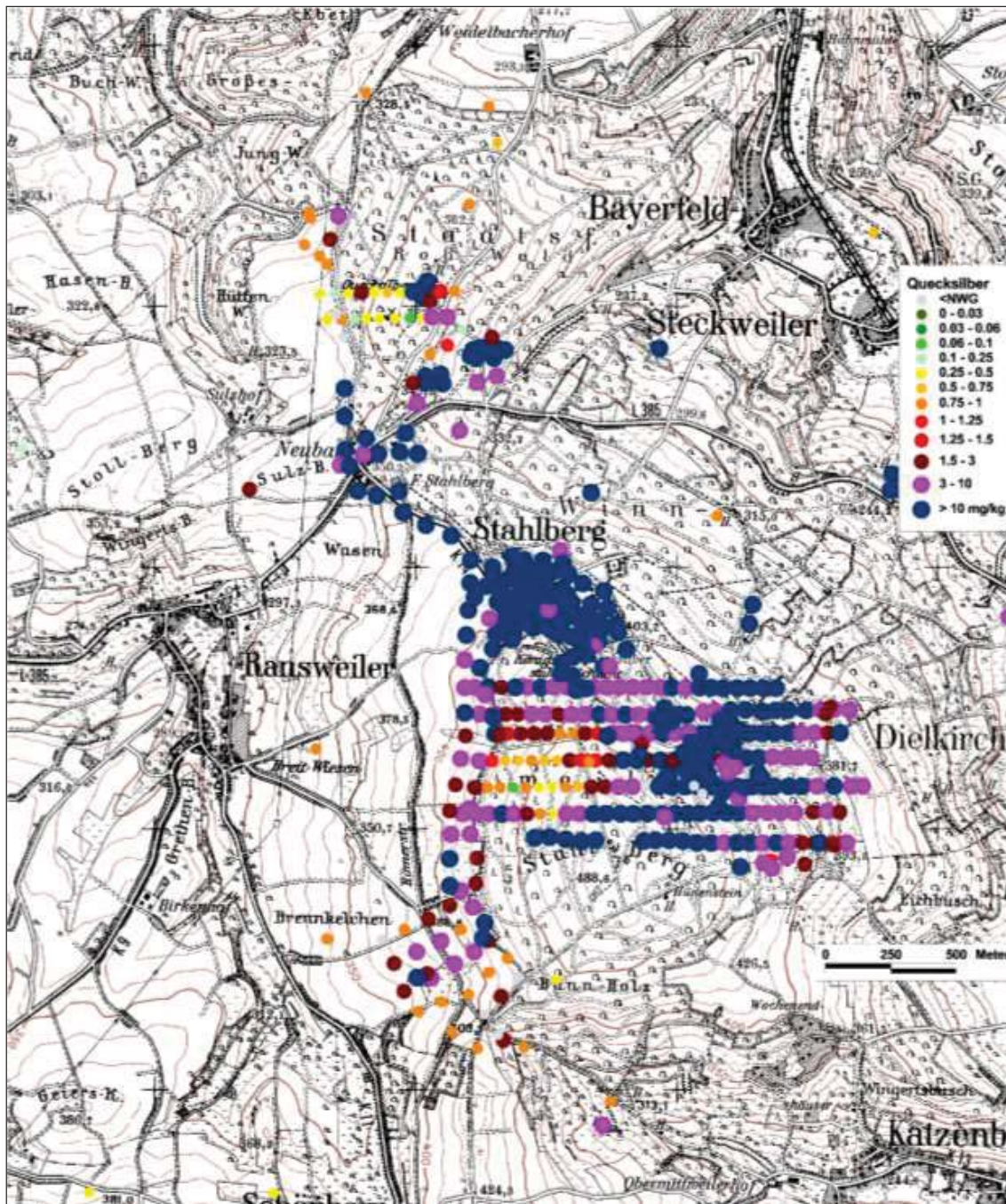


Abb. 65 Gesamtgehalt von Quecksilber im Oberboden; Detailkarte Stahlberg
(Daten aus STEUBING et al. (1995); STRITTER (1992); BZB 6312 Rockenhausen (2006))

Kleinräumige Untersuchungen am Stahlberg bestätigen bei allen Nutzungsformen die schon oben besprochene hohe Variabilität der Gehalte. STEUBING et al. (1995) entnahmen im Auftrag des MUF im Rahmen des bereits erwähnten Untersuchungsprogrammes zur Klärung der Altbergbauproblematik und dessen Risikobewertung im Stahlberggebiet 288 Bodenproben, die im Wesentlichen aus Gartenböden und der näheren Umgebung der ehemaligen Bergbaustandorte stammen. Die 58 Ackerböden, die in diesem Projekt um Stahlberg beprobt wurden, enthalten im Mittel $4 \text{ mg Hg}_{\text{ges}}/\text{kg}$, wobei die Gehalte in

einem typischen Bereich von 1-33 mg Hg_{ges}/kg schwanken. Punktuell kann der Hg_{ges}-Gehalt noch weit höher liegen. In Proben aus Waldoberböden, die überwiegend aus der Umgebung der ehemaligen Bergbaustandorte *Königsstuhl*, *Frische Muth* und *St. Peter* stammen, stellten STEUBING et al. (1995) eine mittlere Konzentration von 22 mg Hg_{ges}/kg und eine typische Schwankungsbreite von 5 bis 350 mg Hg_{ges}/kg fest. Dabei handelt es sich allerdings teilweise um Halden, die heute bewaldet sind. Aus den Daten von STRITTER (1992), die 160 Waldstandorte beprobte, die auch außerhalb des Bereichs der letzten intensiven Bergbauphase lagen, ergibt sich für Oberböden ein Durchschnittswert von 7 mg Hg_{ges}/kg. Nach dieser Untersuchung sind Gehalte zwischen 2 und 31 mg Hg_{ges}/kg zu erwarten. Im Extremfall erreichen die Gehalte allerdings ebenfalls Werte von >500 mg Hg_{ges}/kg.

Da um den Stahlberg nur relativ wenige Grünlandstandorte vorhanden sind, liegen in den Detailuntersuchungen von STEUBING et al. (1995) und STRITTER (1992) nur wenige Daten zu dieser Nutzungsform vor. Allerdings ist davon auszugehen, dass der Massnahmenwert der BBodSchV (1999) für Grünland von 2 mg Hg_{ges}/kg in den Oberböden um Stahlberg in der Regel überschritten wird.

Die BBodSchV (1999) trifft für Hg_{mob} keine Regelung. Gerade für die Betrachtung von Böden mit sehr hohem Gesamtgehalt ist eine Einschätzung des durch Hg_{mob} ausgehenden Gefährdungspotentials von entscheidender Bedeutung. Als Bezugsgröße wird behelfsweise der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 7 µg Hg_{mob}/kg herangezogen. In den in diesem Projekt untersuchten Oberböden der Gemeinde Stahlberg und der angrenzenden Gemeinden beträgt der mittlere Mobilgehalt 0,4 µg Hg_{mob}/kg. In den übrigen Böden liegt er um die Hälfte niedriger und erreicht nie mehr als 10% des Prüfwertes. Von 3 Waldböden am Stahlberg mit sehr hohem Gesamtgehalt sind die Mobilgehalte des gesamten Bodenprofils bekannt. Im Mineralboden schwankt der Mobilgehalt wie oben erwähnt zwischen 0,2 und 3 µg Hg_{mob}/kg, wobei eine direkte Beziehung zum Gesamtgehalt nicht zu erkennen ist. Dies entspricht einer mittleren relativen Mobilität von nur 0,008%, während sie sich in sauren Böden mit üblichen Hg_{ges}-Gehalt in einem typischen Bereich von 0,2 bis 0,4% bewegt. Trotz Gehalte von bis zu 127 mg Hg_{ges}/kg, was etwa dem 100- bis 1000-fachen des substratspezifischen Mittelwertes entspricht, liegen die Mobilgehalte nur um das 10-fache über dem Mittelwert. Die außergewöhnlich geringe Mobilität des Hg führt dazu, dass der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) auch in Böden mit teilweise extrem hohen Hg_{ges}-gehalten um mindestens 50% unterschritten wird. Dass die Hg-Mobilität in den durch Bergbau beeinflussten Böden außergewöhnlich gering ist, bestätigt die Untersuchung von STEUBING et al. (1996). In den belasteten Gartenböden der Gemeinde Stahlberg wurden mittlere Mobilgehalte von durchschnittlich 3,5 µg Hg_{mob}/kg gemessen. Der Höchstwert betrug 7 µg Hg_{mob}/kg. Dies entspricht einer durchschnittlich relativen Mobilität von 0,002%. Die ungewöhnlich geringe Verfügbarkeit des Hg dürfte darin begründet sein, dass der größte Anteil noch in den ursprünglichen schwerlöslichen sulfidischen Verbindungen wie Zinnober oder Fahlerzen vorliegt.

Aufgrund der äußerst geringen Verfügbarkeit dürfte die Aufnahme durch Wurzeln und die vertikale Verlagerung trotz teilweise extremer Hg_{ges}-Gehalte verhältnismäßig gering sein. Jedoch besteht das Risiko, dass Weidetiere bei der Nahrungsaufnahme auch Boden oder der Pflanze anhaftende Bodenpartikel aufnehmen. Diese Gefahr besteht natürlich auch für den Menschen, sofern diese Partikel vor dem Verzehr nicht von den Pflanzen abgewaschen werden. Eine Besonderheit von Hg ist ferner, dass es auch durch Ausgasen aus dem Boden freigesetzt werden kann. Nach STEUBING et al. (1996) enthalten gerade Nutzpflanzen mit großer Blattoberfläche auf kontaminierten Böden überdurchschnittliche Hg-Gehalte. Um die Verwehung von Bodenmaterial so gering wie möglich zu halten, sollte die Bodenbearbeitung von Ackerflächen möglichst nicht bei starker Trockenheit erfolgen. Wie erwähnt wurden daher von den zuständigen Behörden aus Vorsorgegründen Nutzungs- und Verzehrempfehlungen ausgesprochen (UMWELTJOURNAL 14/1997).

4.2.8. Zink

Der Gesamtgehalt an Zink (Königswasser-extrahierbar; Zn_{ges}) in den Böden auf Blatt Rockenhausen entspricht weitgehend den natürlichen Verhältnissen. In den flächenhaft dominanten Pelit-haltigen Substraten treten typische Gehalte von 70-130 mg Zn_{ges} /kg auf. Die Zn_{ges} -reichsten Böden kommen im Untersuchungsraum im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite vor, wo in den Oberböden bis annähernd 150 mg Zn_{ges} /kg gefunden wurden. Dies entspricht etwa den lithogenen Gehalten toniger Sedimentgesteine, deren Metamorphite und der basischen Magmatite. Die Gesamtgehalte bewegen sich folglich überwiegend im quasinatürlichen Wertebereich.

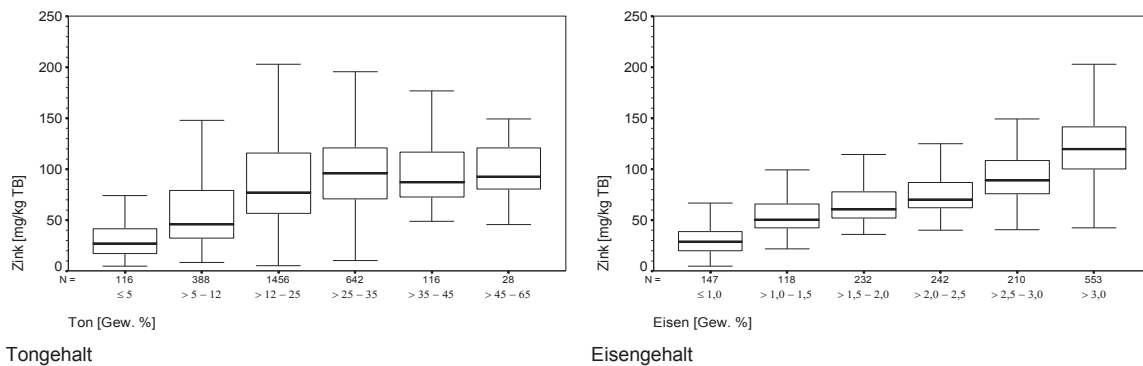


Abb. 66 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Gesteuert wird der Gesamtgehalt ähnlich wie bei Chrom, Nickel und Kupfer im Wesentlichen vom Ton- und Eisen-(Fe-)Gehalt. Entsprechend gilt, dass bei Einmischung grobkörnigerer und/oder eisenärmerer Sedimentgesteinen der natürliche Zn_{ges} -Gehalt sinkt. Zudem ist eine positive Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt zu beobachten. So kann in den Unterböden der Pelit-reichen Substrate der Gesamtgehalt auf fast 200 mg/kg ansteigen.

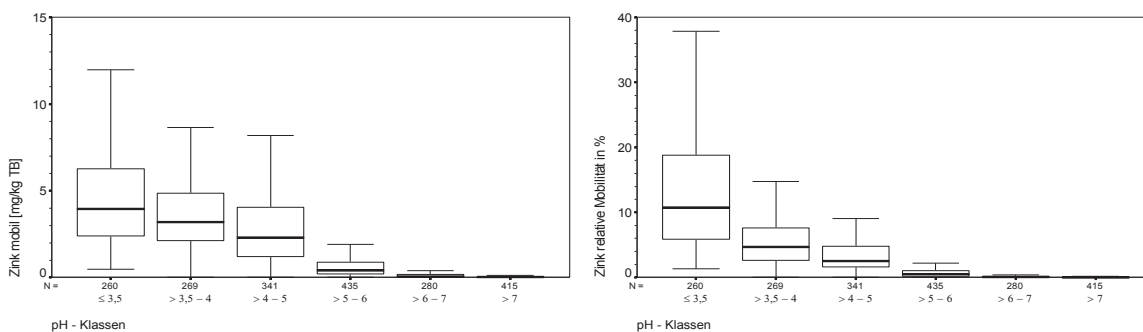


Abb. 67 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

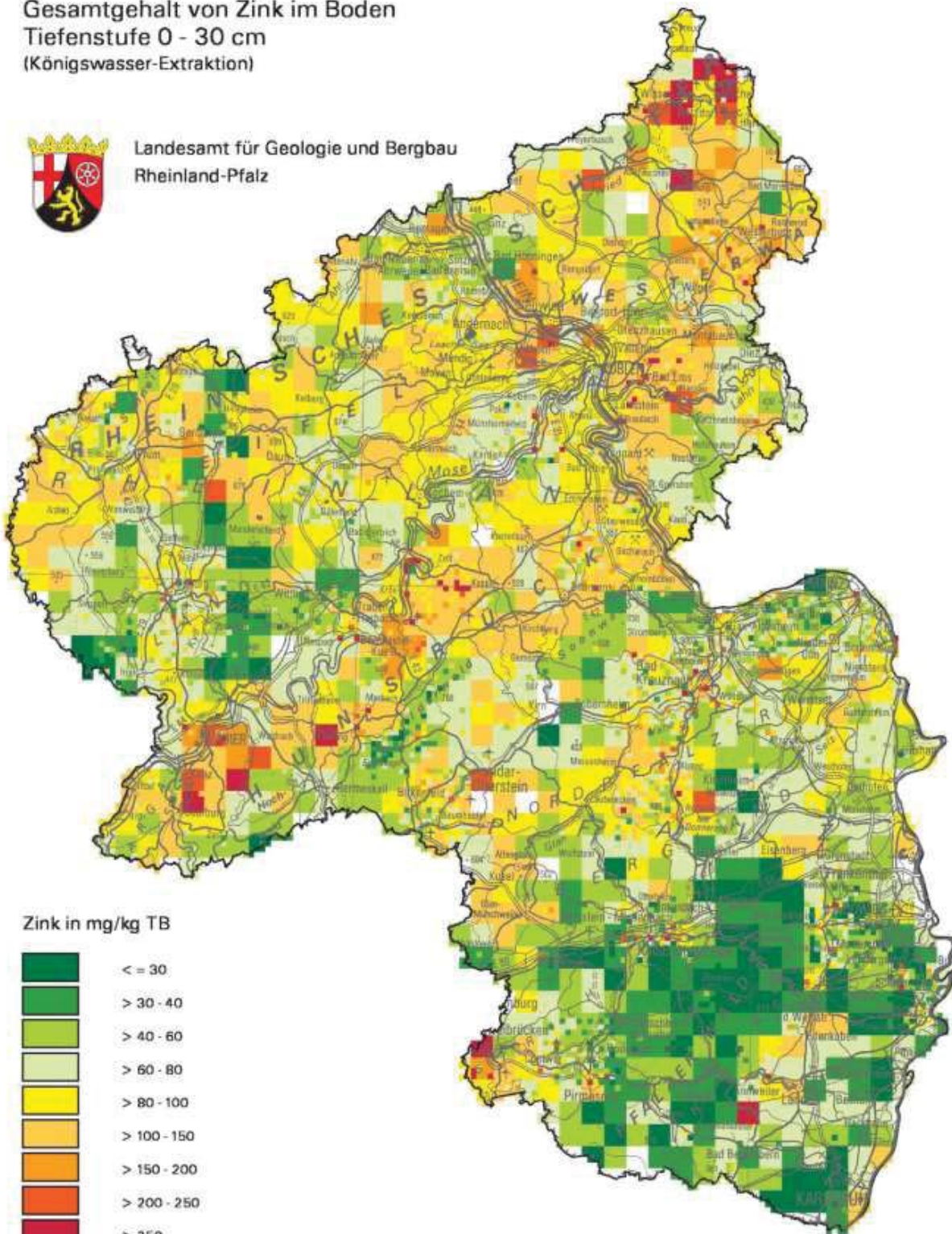
Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3 -extrahierbar; Zn_{mob}) zeigt wie bei den meisten Elementen eine strenge Abhängigkeit von der Bodenreaktion (pH-Wert). Unter pH 5 steigt der Mobilgehalt exponentiell an (siehe Abb. 67). In sehr sauren Böden kann der leicht mobilisierbare Anteil auf 6 bis 20% des Gesamtgehaltes ansteigen.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

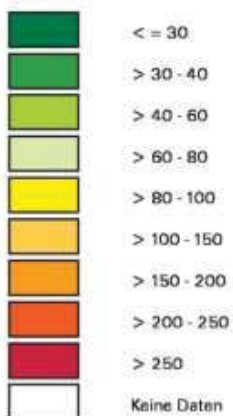
Gesamtgehalt von Zink im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Zink in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

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

Tab. 56 Zink in Lockersedimenten der Pelite (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^t; ^u; pfl; U [^t; ^u (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	10	60	77	98	194	98
Oberboden, Wald	15	73	83	107	133	133
Oberboden, Acker	45	68	84	102	133	138
Oberboden, Grünland	19	75	93	106	147	130
Unterboden	38	60	70	91	109	116
Untergrund	53	60	77	98	115	150
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	1,27	2,89	3,98	7,08	8,04
Oberboden, Acker	44	0,03	0,07	0,26	0,65	0,46
Oberboden, Grünland	18	0,21	0,47	0,64	1,37	0,73
Unterboden	28	0,01	0,08	0,73	1,52	1,71
Untergrund	41	0,09	0,19	0,60	1,10	1,22
Sandstein-führend bis -haltig (Anteil <2/3) und Löss(-lehm)-frei pfl; U [^t; ^u(2-3)/^s(1-2)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	11	66	76	94	108	113
Oberboden, Acker	16	83	90	111	122	149
Unterboden	17	67	79	88	113	113
Untergrund	19	58	75	112	154	187
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	10	1,37	1,86	4,51	5,18	5,47
Oberboden, Acker	16	0,04	0,19	0,45	0,82	0,85
Unterboden	15	0,10	0,41	0,63	1,75	0,87
Untergrund	18	0,05	0,48	0,99	1,64	1,72

Die Lösslehm-armen Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten im Untersuchungsraum im Mittel 82 mg Zn_{ges}/kg, wobei die „reinen“ Pelitböden etwas Zn_{ges}-reicher sind als jene, die zusätzlich einen gewissen Anteil an Sandsteinen besitzen (siehe Tab. 56). Der normale Konzentrationsbereich reicht in diesen Böden von 60 bis 133 mg Zn_{ges}/kg. Der Mittelwert liegt damit nur unwesentlich über dem landesweiten Durchschnittswert. Das 90. Perzentil ist sogar um ca. 40 mg Zn_{ges}/kg niedriger als in den bislang über 500 untersuchten Laubwaldböden. Gleiches gilt für ihre Humusaufgaben, die bei einem typischen Wertebereich von 50 bis 170 mg Zn_{ges}/kg im Mittel ebenfalls 82 mg Zn_{ges}/kg enthalten. Daher bestehen wie beim Kupfer in diesen Waldböden keine erheblichen Konzentrationsunterschiede zwischen Humusaufgabe und Mineralboden. Gewöhnlich schwankt der Zn_{ges}-Gehalt der Humusaufgabe gegenüber dem Oberboden um Faktor 0,6 bis 1,5.

Im Mittel enthalten die Lösslehm-armen Waldoberböden der Pelite auf Blatt Rockenhausen 2,0 mg Zn_{mob}/kg, wobei sich die Zn_{mob}-Gehalte in einem typischen Bereich zwischen 1,0 und 5,5 mg Zn_{mob}/kg bewegen. Damit liegen allgemein zwischen 1 und 6% des Zn_{ges}-Gehalt in leicht mobilisierbarer Bindungsform vor. Nach Cadmium ist dies gemeinsam mit Nickel der höchste Anteil der hier untersuchten Spurenelemente. Bei einem mittleren pH-Wert von 4,2 entspricht dies aber dem natürlichen

Tab. 56 Zink in Lockersedimenten der Pelite (Fortsetzung) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite (Tonsteine / Schluffsteine) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(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	19	51	73	105	149	152
Oberboden, Wald	21	57	65	89	101	102
Oberboden, Acker	11	61	83	94	109	122
Unterboden	32	51	74	85	115	134
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	17	3,31	5,39	9,07	10,04	12,18
Oberboden, Wald	19	1,08	1,79	3,30	4,61	5,74
Oberboden, Acker	11	0,06	0,12	0,25	0,95	0,46
Unterboden	25	0,53	0,83	1,52	2,68	2,82
Löss(-lehm)-haltig bis –reich (Anteil >1/3) und Sandstein-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3)/^t; ^u(1)/^s(1)]						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	21	56	65	89	126	130
Oberboden, Wald	10	45	56	63	76	87
Unterboden	12	45	59	81	106	115
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, ohne Nutzungsdifferenzierung	20	0,18	0,69	2,27	2,83	2,87
Oberboden, Wald	10	1,00	2,27	2,78	4,74	2,87
Unterboden	12	0,37	0,60	1,07	1,27	1,51

geochemischen Verhalten des Zn. In den wenigen Waldoberböden mit einem pH-Wert >5,5 liegt der Zn_{mob}-Gehalt <1 mg Zn_{mob}/kg und die relative Verfügbarkeit < 0,2%. Der substratunabhängige Mittelwert für Laubwaldoberböden befindet sich landesweit bei 3,0 mg Zn_{mob}/kg, was einer mittleren relativen Verfügbarkeit von 4% entspricht.

Da der pH-Wert in den Humusauflagen meist über pH 5 liegt, führt dies zu vergleichsweise geringen Mobilgehalten. Bei diesen günstigen pH-Werten enthalten sie durchschnittlich 2,1 mg Zn_{mob}/kg. Der mittlere Anteil am Zn_{ges} beträgt damit 3%. Der landesweite Mittelwert für Humusauflagen der Laubwälder liegt immerhin etwa um das 3,5-fache höher. Die Zn_{mob}-Gehalte reichen von 1,0 bis 4,3 mg

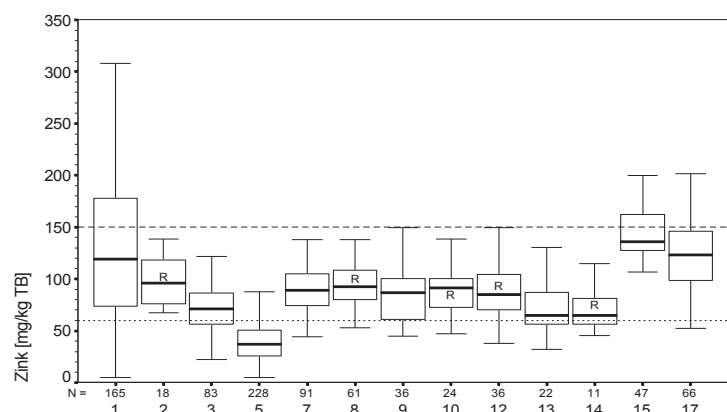


Abb. 68
Königswasser-extrahierbares
(Gesamt-) Zink im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

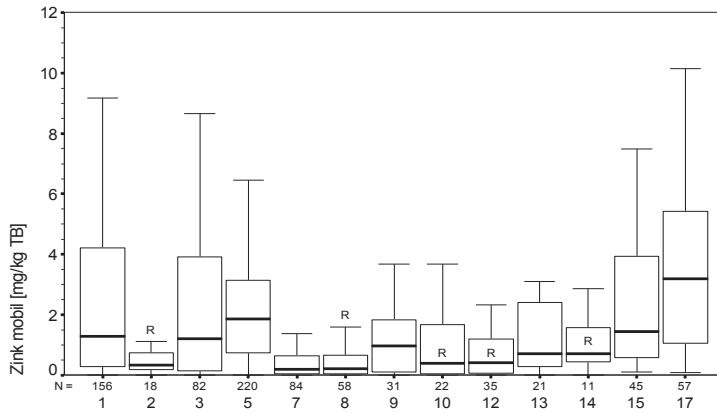


Abb. 69
NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles)
Zink im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder
Einlageblatt)

Zn_{mob}/kg. Unterhalb von pH 5 ist von einer relativen Mobilität von >7% auszugehen und der Zn_{mob}-Gehalt wird in der Regel 7 mg Zn_{mob}/kg überschreiten.

Dass in Humusauflagen trotz höherer pH-Werte ähnliche Zn_{mob}-Konzentrationen wie im Oberboden zu finden sind, deutet darauf hin, dass bei Dominanz organischer Bindungsplätze Zn in geringerem Umfang als im Mineralboden immobilisiert wird. Ähnliches wurde auch bei Arsen und Chrom beobachtet.

Weniger Zn_{ges} ist in den Lösslehm-haltigen bis -reichen Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite mit durchschnittlich 62 mg Zn_{ges}/kg zu finden, wobei die Werte in einem ähnlichen Bereich streuen wie in den Pelit-reichen Waldoberböden. Wie schon bei Chrom, Kupfer und Nickel werden die tieferen Zn_{ges}-Gehalte nicht auf einen deutlich geringeren lithogenen Gehalt zurückgeführt, sondern dass aufgrund der tieferen pH-Werte eine vertikale Verlagerung stattgefunden haben dürfte (siehe unten). Ihre Humusauflagen scheinen im Untersuchungsraum einen ähnlichen Zn_{ges}-Gehalt zu besitzen wie im Gebiet der Pelit-reichen Böden und wie im Landesvergleich (siehe Tab. 56). Überwiegend enthalten daher die Humusauflagen etwas mehr Zn_{ges} als die folgenden Oberböden. Allerdings ist die Fallzahl (n=11) gering und die Werte schwanken dabei in einem weiten Bereich von 40-150 mg Zn_{ges}/kg, so dass die Bewertung sehr unsicher ist. Gehalte über 100 mg Zn_{ges}/kg treten in der Humusauflage gehäuft um Stahlberg und Bisterschied auf. Im Grubenwald, westlich von Bisterschied, wurde in der Humusauflage 437 mg Zn_{ges}/kg gemessen. Dieser hohe Wert ist rätselhaft, da weder ein sonstiges Element auffällig erhöht ist, noch im Mineralboden anormal hohe Werte zu finden sind.

Vereinzelt wurden in weiteren Böden ungewöhnlich hohe Zn_{ges}-Gehalte festgestellt, wobei es sich dann aber um landwirtschaftlich genutzte Pelit-reiche Böden handelt (siehe unten).

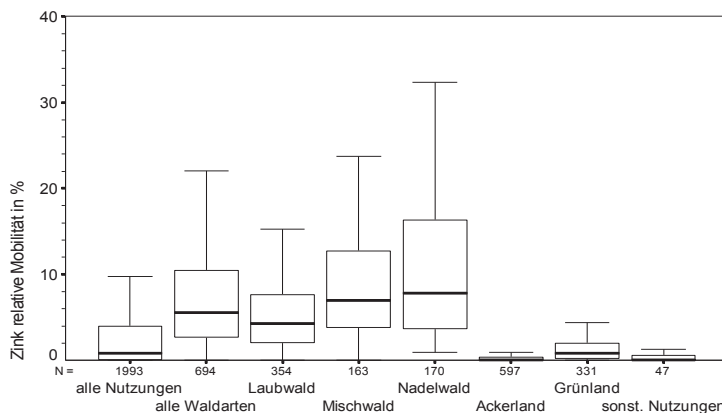


Abb. 70
Relative Mobilität von Zink im
Oberboden,
gegliedert in Nutzungsklassen

Der Mobilanteil am Zn_{ges} -Gehalt liegt in den Lösslehm-haltigen bis -reichen Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite auf dem gleichen Niveau von 1 und 6% wie in den Pelit-reichen Waldoberböden. Da sie etwas Zn_{ges} -ärmer sind, liegt der Zn_{mob} -Gehalt entsprechend etwas tiefer. In diesen Böden wurden Mobilgehalte zwischen 1,0 und 3,5 mg Zn_{mob}/kg festgestellt.

Ihre Humusaufgaben enthalten mit 1,1 bis 9,4 mg Zn_{mob}/kg in der Regel mehr Zn_{mob} als der Oberboden. In der oben erwähnten belasteten Humusaufgabe wurde ein Spitzenwert von 12,2 mg Zn_{mob}/kg gemessen. In deutlicher Abhängigkeit zum pH-Wert bewegt sich die relative Mobilität zwischen 1 und 12%. Bodenschutzkalkungen führen in Humusaufgaben zur deutlichen Senkung des Mobilanteils.

Insgesamt sind die Zn_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Waldoberböden und ihren Humusaufgaben im Untersuchungsraum als normal, die Zn_{mob} -Gehalte sogar als leicht unterdurchschnittlich zu bewerten.

Die Pelit-reichen Ackerböden enthalten auf Blatt Rockenhausen im Oberboden durchschnittlich 93 mg Zn_{ges}/kg . Der normale Konzentrationsbereich reicht von 50 bis 150 mg Zn_{ges}/kg . Sie liegen damit etwas über dem landesweiten Durchschnitt (siehe Tab. 56). Auffallend ist, dass auch bei dieser Nutzung vereinzelt sehr hohe Zn_{ges} -Konzentrationen von über 250 mg Zn_{ges}/kg auftreten. Weder die übrigen untersuchten Elemente noch die räumliche Verteilung (siehe auch Kartenanlage) geben einen Hinweis auf die Ursache. Nicht gänzlich auszuschließen ist das räumlich begrenzte Auftreten von Zn-haltigen Erzgängen. Auf dem benachbarten Blatt Meisenheim wurde ein Pelit-reicher Waldboden untersucht, bei dem der Zn_{ges} -Gehalt mit der Tiefe sukzessiv auf über 1000 mg Zn_{ges}/kg ansteigt. Da gleichzeitig dort auch die Gesamtgehalte des geochemisch verwandten Cadmiums erheblich zunehmen, wird dies als Hinweis auf eine natürliche Anomalie gewertet. Es scheint also, dass in diesen Substraten punktuell Zn-haltige Erze vorkommen können.

Die im Untersuchungsraum deutlich seltener vorkommenden Pelit-haltigen Substrate mit mittlerem bis hohem Lösslehmanteil weisen einen nur wenig tieferen Mittelwert auf. Lediglich der Normalbereich endet bei ihnen schon bei 120 mg Zn_{ges}/kg und es treten keine Ausreißergehalte auf. Sie sind damit deutlich Zn_{ges} -reicher als ihre Waldoberböden. Dies wurde auch schon bei den Schwermetallen Chrom, Kupfer und Nickel beobachtet. Dass Lösslehm eine „verdünnende“ Wirkung besitzt, ist daher nicht zu beobachten. Es ist anzunehmen, dass es sich vornehmlich um Lokallösslehm handelt, der dann ein ähnliches Elementspektrum wie die Gesteine der Region besitzt. Lediglich die Lösslehm-freien Substrate mit mittlerem Sandstein- und Pelitanteil enthalten geringere Zn_{ges} -Gehalte. Im Untersuchungsraum liegen sie mit durchschnittlich 77 mg Zn_{ges}/kg und einem typischen Konzentrationsbereich von 40-120 mg Zn_{ges}/kg unter den landesweiten Werten (siehe Tab. 56). Die geringe Fallzahl (n=9) führt jedoch zur fehlenden statistischen Absicherung.

Beim Zn_{mob} -Gehalt bestehen keine Unterschiede innerhalb der Pelit-haltigen Ackerböden. Gleich ob sie viel oder wenig Lösslehm enthalten, liegt der Mittelwert im Untersuchungsraum bei 0,10 mg Zn_{mob}/kg . Der normale Konzentrationsbereich bewegt sich zwischen 0,03 und 0,69 mg Zn_{mob}/kg . Die für die landwirtschaftliche Nutzung erforderliche Erhöhung des pH-Wertes führt damit zu einer relativen Mobilität von nur <0,1 bis 0,7%. Selbst der Ackerboden, der auf Blatt Rockenhausen fast 300 mg Zn_{ges}/kg enthält, ist mit 0,20 mg Zn_{mob}/kg dank günstiger pH-Werte unauffällig.

Die Pelit-haltigen Grünlandböden enthalten im Oberboden mit 94 mg Zn_{ges}/kg quasi den gleichen mittleren Zn_{ges} -Gehalt wie die Ackerböden. Dieser Wert entspricht auch dem Mittelwert der Untergruppe Pelit-reiche Grünlandoberböden, da sie den Datenbestand deutlich dominieren. Der Normalbereich bewegt sich zwischen 70 und 160 mg Zn_{ges}/kg . Auch bei dieser Nutzung wurde ein Ausreißer von 381 mg Zn_{ges}/kg gemessen, wobei hier die Ursache ebenfalls ungeklärt ist. Ein erheblicher Sandsteinanteil scheint im Gegensatz zum Lösslehm eine leichte Minderung des Zn_{ges} -Gehalt zu bewirken.

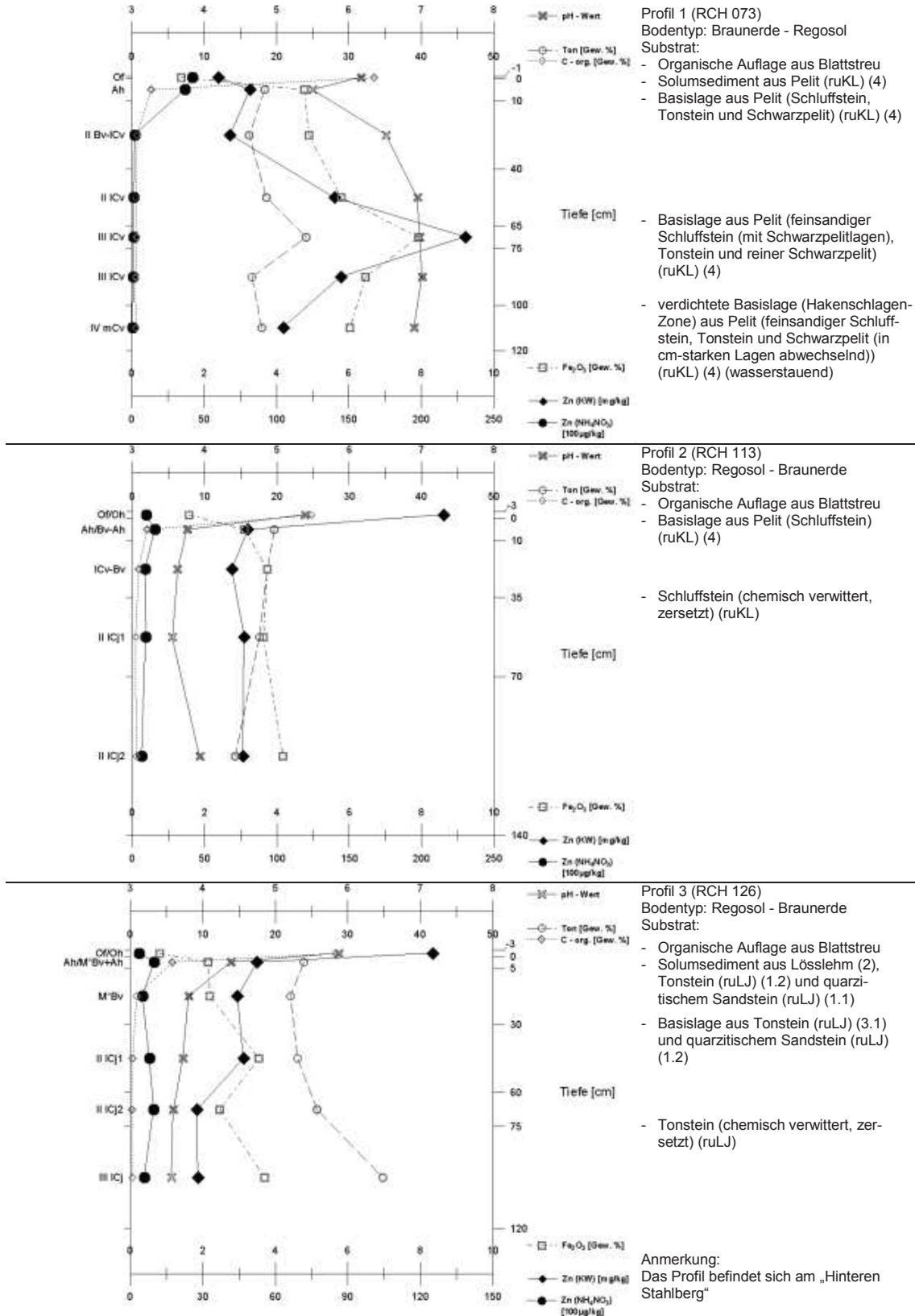
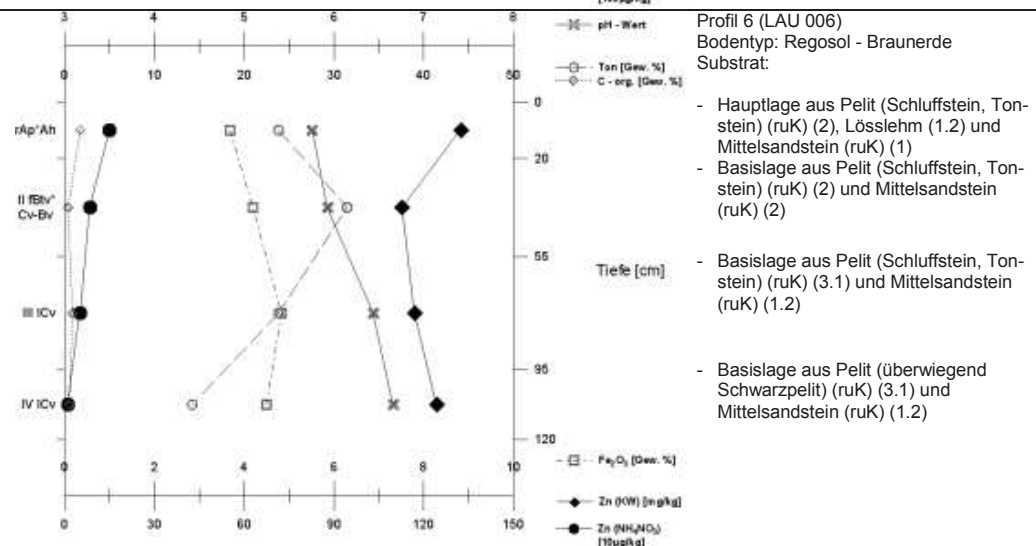
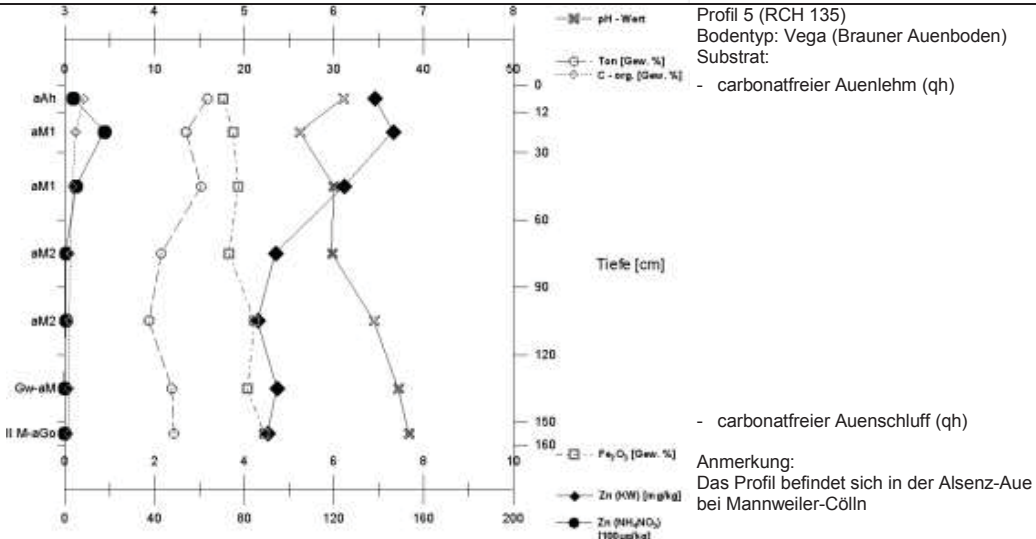
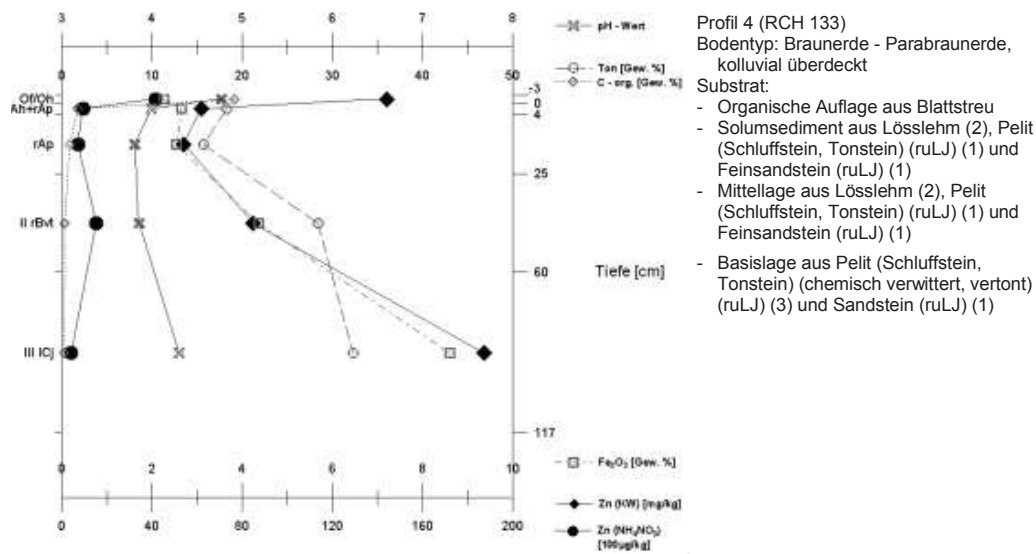


Abb. 71 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 71 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich

Der gegenüber Ackerböden im Mittel um etwa eine Einheit tiefere pH-Wert führt zu etwas höheren Mobilgehalten. In den als Grünland genutzten Oberböden wurden im Mittel 0,53 mg Zn_{mob}/kg gemessen, was einer relativen Mobilität von 0,6% entspricht. Diese Werte bewegen sich in einem charakteristischen Bereich von 0,20 bis 1,4 mg Zn_{mob}/kg bzw. <0,1 bis 1,8%. Der Standort mit hohem Zn_{ges} -Gehalt (siehe oben) weist mit 0,21 mg Zn_{mob}/kg dank hohem pH-Wert sogar unterdurchschnittliche Zn_{mob} -Gehalte auf.

Da die Zn_{ges} -Gehalte in den Pelit-haltigen Substraten stark schwanken und nur eine geringe Anzahl an Proben zur Verfügung steht, ist die statistische Bewertung für den Bodenbildungsbereich unterhalb des Oberbodens nur sehr eingeschränkt möglich. Dennoch ist eine gewisse Tendenz erkennbar.

In den Waldböden geht der Zn_{ges} -Gehalt unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts zunächst meist geringfügig zurück, um in größerer Tiefe wieder anzusteigen. Bei ähnlicher Zusammensetzung des Substrats sind die Unterschiede zwischen den Horizonten überwiegend nur gering. Deutliche Konzentrationsunterschiede innerhalb eines Bodenprofils stehen normalerweise in Verbindung mit einem Substratwechsel. Ein typischer Fall ist der Wechsel von der Lösslehm-haltigen bis -reichen Decklage zur Pelit-reichen Basislage bzw. Schicht aus Pelitzersatz.

In den Lösslehm-haltigen bis -reichen Unterböden der Wälder wurden im Untersuchungsraum Zn_{ges} -Gehalte zwischen 43 und 115 Zn_{ges}/kg angetroffen. Damit scheinen sich die Zn_{ges} -Gehalte in einem ähnlichen Bereich zu bewegen wie in ihren Oberböden und den Pelit-reichen Unterböden.

In den in der Regel Lösslehm-freien C-Horizonten treten im Verbreitungsgebiet der Pelite wie bei Chrom, Kupfer und Nickel stark schwankende Zn_{ges} -Gehalte auf. Das Konzentrationsspektrum reicht von 28 bis >200 Zn_{ges}/kg , wobei sowohl in den Waldböden als auch in den landwirtschaftlich genutzten Böden gehäuft Werte zwischen 55 und 125 mg Zn_{ges}/kg vorkommen. Die Anwesenheit von Sandsteinen führt in den C-Horizonten allerdings nicht zu niedrigeren, sondern sogar tendenziell eher zu höheren Zn_{ges} -Gehalten. In Profil 4 (Abb. 71) ist dies sehr anschaulich zu beobachten. Vermutlich liegt die Ursache für die hohe Variabilität der Zn_{ges} -Gehalte im sehr unterschiedlichen Verwitterungszustand der Pelite. Die intensive Verwitterung führt je nach Verwitterungszone zur An- als auch zur Abreicherung von Metallen.

Der Mobilgehalt liegt in den Unterboden- und Untergrundhorizonten der Pelit-reichen Waldböden des Untersuchungsraums weit über den in Tab. 56 aufgeführten landesweiten Werten, da im Datenbestand ein erheblicher Anteil landwirtschaftlich genutzter Böden enthalten ist.

Bei den überwiegend niedrigen pH-Werten von unter 5 ist in den Pelit-haltigen Waldunterböden mit Gehalten zwischen 0,58 bis 1,97 Zn_{mob}/kg zu rechnen. Die relative Mobilität schwankt dabei zwischen 0,8 und 2,5%. Auch wenn die Datenmenge gering ist, scheinen zwischen den einzelnen Substratgruppen der Pelite bei tiefen pH-Werten im Unterboden kein wesentlicher Unterschied zu bestehen.

In den Pelit-reichen Untergrundhorizonten der Waldböden des Untersuchungsraums liegt der Zn_{mob} -Gehalt ebenfalls überwiegend deutlich höher als bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bei pH-Werten unter 5 wurden in diesen tiefen Profilabschnitten Werte zwischen 0,39 und 1,39 Zn_{mob}/kg gemessen, was einer relativen Mobilität von 0,2 bis 3% gleichkommt. In den wenigen Untergrundhorizonten mit höherem pH-Wert liegt der Zn_{mob} -Gehalt unter 0,1 Zn_{mob}/kg bzw. der Anteil am Zn_{ges} -Gehalt unter 0,1%.

Die Pelit-reichen Untergrundhorizonte der landwirtschaftlich genutzten Böden weisen hingegen auch in tiefer gelegenen Horizonten fast immer einen pH-Wert von deutlich >5 auf, wodurch der Mobilgehalt trotz der gegenüber Waldböden ähnlichen Zn_{ges} -Gehalte überwiegend unterhalb 0,2 mg Zn_{mob}/kg und die relative Mobilität kleiner 0,3% liegt.

Tab. 57 Zink in Lockersedimenten der Sandsteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine (einschließlich Arkosen / Konglomeraten / Breccien) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s; ^sar; ^c; ^b; pfl; U [^s(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	204	50	60	79	98	121
Oberboden, Wald	156	22	32	42	54	67
Oberboden, Acker	29	41	50	61	69	70
Oberboden, Grünland	21	38	46	63	68	80
Unterboden	148	21	32	44	73	79
Untergrund	130	11	28	43	78	89
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	154	4,92	9,95	18,57	25,43	37,73
Oberboden, Wald	155	1,43	2,37	3,88	6,28	7,53
Oberboden, Acker	27	0,07	0,27	0,74	1,21	1,29
Oberboden, Grünland	21	0,63	1,09	2,65	3,41	3,85
Unterboden	142	0,27	0,41	0,59	1,05	1,04
Untergrund	110	0,05	0,11	0,31	0,56	0,67

Auch wenn die Betrachtung der Zn_{mob}-Gehalte durch die geringe Fallzahl statistisch problematisch ist, deuten die Messwerte darauf hin, dass Zn bei tiefen pH-Werten, wie sie gerade für Waldböden typisch sind, vertikal verlagert wird und in tiefere Profilmbereiche gelangt.

In den Sandstein-reichen Oberböden wurden unter Wald- und Ackernutzung auf Blatt Rockenhausen vergleichbare Zn_{ges}-Gehalte gemessen. Die Ackerböden dürften im Mittel zwischen 50 und 60 mg Zn_{ges}/kg enthalten. Allerdings ist die Anzahl der Messwerte (n=9) für eine Schwankungsbreite von 40 bis 133 mg Zn_{ges}/kg nicht ausreichend. Der Zn_{mob}-Gehalt in diesen Ackerböden schwankt mit <0,1 bis 1,3 mg Zn_{mob}/kg ebenfalls sehr stark.

Eine zu geringe Fallzahl verhindert auch die Bewertung der Waldböden, jedoch scheinen ähnliche Konzentrationen wie in den Ackerböden typisch zu sein. Sie wären damit deutlich Zn_{ges}-reicher als die Waldoberböden aus dem Buntsandstein, die den landesweiten Datenbestand beherrschen (siehe Tab. 57).

Die Ackerböden mit den höchsten Zn_{ges}-Gehalten dürften auf Blatt Rockenhausen im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite vorkommen. Da sie nur einen kleinen Flächenanteil besitzen, ist eine statistische Bewertung zwar nicht möglich, jedoch dürften Gehalte zwischen 100 und 150 mg Zn_{ges}/kg normal sein. Dies würde auch im Einklang zu den landesweiten Werten (siehe Tab. 58) stehen. Es wurden Mobilgehalte zwischen 0,10 bis 0,25 mg Zn_{mob}/kg gemessen, womit Konzentrationen wie in Pelit-haltigen Ackerböden wahrscheinlich sind.

Tab. 58 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb; pfl; U [+Krb (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	10	107	115	123	133	138
Oberboden, Wald	15	121	160	164	187	187
Oberboden, Acker	14	127	135	151	186	184
Oberboden, Grünland	18	130	135	154	185	185
Unterboden	29	102	122	144	159	192
Untergrund	25	88	125	151	163	191
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	10	3,72	7,91	8,75	15,40	15,55
Oberboden, Wald	13	3,53	5,54	7,48	15,62	7,50
Oberboden, Acker	14	0,24	0,53	1,09	1,42	1,30
Oberboden, Grünland	18	0,87	1,44	2,79	4,51	4,76
Unterboden	22	0,31	1,22	2,95	6,63	5,84
Untergrund	20	0,07	0,15	0,67	1,55	1,44

Die überwiegend als Grünland genutzten Auenböden im Untersuchungsraum weisen im Oberboden einen Mittelwert von 107 mg Zn_{ges}/kg auf. Die Zn_{ges}-Gehalte reichen von 80 bis 140 mg Zn_{ges}/kg. Sie sind damit leicht Zn_{ges}-ärmer als im Landesdurchschnitt. Hohe Konzentrationen wurden nicht beobachtet. Ihr mittlerer Mobilgehalt liegt im Untersuchungsraum bei 0,10 mg Zn_{mob}/kg und die typische Schwankungsbreite beträgt 0,07 bis 0,89 mg Zn_{mob}/kg. Die relative Mobilität ist für diese Nutzung mit Werten zwischen 0,2 und 0,9% sehr günstig, was die Folge überdurchschnittlich hoher pH-Werte ist.

Tab. 59 Zink in carbonatfreien Auensedimenten (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Auenschluff / Auenlehm (carbonatfrei)						
Au / Al						<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, Wald	19	95	135	172	397	177
Oberboden, Acker	19	65	69	97	372	107
Oberboden, Grünland	79	83	127	180	288	292
Unterboden	152	85	122	163	284	273
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Wald	19	2,55	4,28	8,62	42,09	12,63
Oberboden, Acker	18	0,04	0,22	0,88	7,31	0,98
Oberboden, Grünland	78	0,33	1,03	3,82	10,39	8,77
Unterboden	145	0,21	0,68	1,59	7,21	2,96

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges}/kg gilt für sandige Böden und schluffig/lehmmige Böden mit einem pH-Wert <6 . Damit ist im Untersuchungsraum dieser Wert für rund 60% der Acker- und fast 70% der Grünlandböden anzuwenden. In den landwirtschaftlich genutzten Böden wird der Vorsorgewert in etwa 85% der Fälle überschritten. Während die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der Sandsteine diesen Wert weitgehend einhalten, überschreiten insbesondere jene mit hohem Anteil an Peliten oder basischen Magmatiten den Vorsorgewert deutlich. Allerdings liegt der pH-Wert in der Regel nur wenig unter 6. In den Ackerböden mit einem pH-Wert ≥ 6 wird der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 150 mg Zn_{ges}/kg hingegen - von einer Ausnahme abgesehen - eingehalten. Damit liegen die Gehalte fast ausnahmslos auch unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 150 bzw. 200 mg Zn_{ges}/kg .

Bei einem mittleren Mobilgehalt von 0,18 mg Zn_{mob}/kg enthalten über 90% der Ackerböden weniger als die Hälfte des für diese Nutzung geltenden Prüfwertes der BBodSchV (1999) von 2 mg Zn_{mob}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze. Mehr als 1 mg Zn_{mob}/kg können in Ackerböden angetroffen werden, wenn der Gesamtgehalt 100 mg Zn_{ges}/kg überschreitet und gleichzeitig der pH-Wert <5 liegt. Dies trat im Untersuchungsraum aber nur in einem Fall auf. Die Kalkung dieser Böden ist eine empfehlenswerte Maßnahme.

Sowohl die Grünlandböden mit einem pH <6 , als auch jene mit höherem pH-Wert, enthalten im Mittel etwas weniger als 100 mg Zn_{ges}/kg . So wird in den meisten sauren Grünlandböden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges}/kg überschritten, während bei günstigerem pH-Wert, von einer Ausnahme abgesehen, der höhere Vorsorgewert eingehalten wird. Dort liegt mit 381 mg Zn_{ges}/kg eine 2-fache Überschreitung des Vorsorgewertes vor. Eine sichere Ursache für den erheblich erhöhten Wert ist jedoch - wie oben erwähnt - nicht erkennbar. Insgesamt liegen die Gehalte in den Grünlandböden aber im geogenen Konzentrationsbereich.

Die gegenüber Ackerböden tieferen pH-Werte der Grünlandböden führen zu höheren Mobilgehalten von durchschnittlich 0,46 mg Zn_{mob}/kg . Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen wird aber in allen der untersuchten Grünlandböden um mindestens 65% unterschritten.

Die Situation in den Waldböden entspricht weitgehend der der landwirtschaftlich genutzten Böden, wobei die Bewertung nach der BBodSchV bei etwa jedem 5. Standort nicht erfolgen kann, da deren Oberböden mehr als 8 Gew.% organische Substanz enthalten. Die Gegenüberstellung mit dem Vorsorgewert von 60 mg Zn_{ges}/kg hat daher z.T. nur orientierenden Charakter. In 70% der Waldböden wird dieser Wert leicht bis mäßig überschritten, allerdings liegen die Gehalte immer unter 150 mg Zn_{ges}/kg .

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Sickerwasser im Oberboden von 5 mg Zn_{mob}/kg wird meist deutlich unterschritten. Wenn überdurchschnittliche Gesamtgehalte mit niedrigen pH-Werten zusammentreffen, werden vereinzelt in sehr sauren Pelit-reichen Waldoberböden Konzentrationen über diesem Wert gefunden. In der Regel sind die pH-Werte in den Waldböden des Untersuchungsraums auf diesen Substraten jedoch so günstig, dass erhöhte Mobilgehalte nur selten auftreten.

4.3. Organische Schadstoffe

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

Nach KUNTZE et al. (1988) existieren etwa 50.000 bekannte umweltrelevante Verbindungen und jährlich kommen etwa 1.000-1.500 hinzu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). 115 dieser Verbindungen werden von der OECD zu den Risikostoffen gezählt (KUNTZE et al. 1988). Zu den wichtigsten xenobiotischen organischen Stoffgruppen in Böden zählen chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Inhaltsstoffe der Kunststoffe (überwiegend Weichmacher → Phtalate). Bei etlichen der untersuchten organischen Schadstoffen handelt es sich um überwiegend schwerflüchtige CKW, die als Biozide und in der industriellen Fabrikation eingesetzt werden oder wurden.

Tab. 60 Organische Schadstoffe im Boden (nach KUNTZE et al. 1988)

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

*KS = Klärschlamm; PSM = Pflanzenschutzmittel

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

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

Die untersuchten Stoffe sind in Böden überwiegend hoch persistent, d.h. es vergeht ein verhältnismäßig großer Zeitraum, bis der jeweilige Stoff auf chemischem oder mikrobiellem Weg abgebaut ist. Vom photochemischen Abbau abgesehen kommt dem mikrobiellen Abbau die wesentliche Bedeutung zu (KUNTZE et al. 1988, BLUME et al. 1990). Organische Halogenverbindungen reichern sich, da sie meist fettlöslich sind, in der Nahrungskette an (CHRISTEN 1985). Der Abbau im Boden ist je nach Durchlüftungsgrad, Bodentemperatur, mikrobieller Aktivität, Gehalt an organischer Substanz und an Tonmineralen sehr unterschiedlich. Besonders Huminstoffe deaktivieren die Wirkung der Schadstoffe durch Sorption, was allerdings zu längeren Verweilzeiten im Boden führt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984, KUNTZE et al. 1988).

Tab. 61 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden (Blatt 6312 Rockenhausen)

	Stoffgruppe	oSW1	< oSW1		≥ oSW1		Σ
			Anzahl	%	Anzahl	%	
Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02): (multifunktionelle Nutzung)	Σ-PCB (PCB ₆)	10 µg/kg TB	47	96	2	4	49
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	1.000 µg/kg TB	47	96	2	4	49
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	49	100	0	0	49
Vorsorgewert für organische Stoffe (BBodSchV 1999)		Vorsorgewert*	< Vorsorgewert		≥ Vorsorgewert		Σ
	Σ-PCB (PCB ₆)	50 µg/kg TB	47	100	0	0	47
		100 µg/kg TB	2	100	0	0	2
	BaP	300 µg/kg TB	47	100	0	0	47
		1.000 µg/kg TB	2	100	0	0	2
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	3.000 µg/kg TB	46	98	1	2	47
10.000 µg/kg TB		2	100	0	0	2	

* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

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

Tab. 62 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

4.3.1. Biozide

Die neuroaktiven Insektizide Aldrin, Endrin und Heptachlor, deren Anwendung in den 80er Jahren verboten wurde, konnten wie bei den vorangegangenen Bodenzustandsberichten in keinem der untersuchten Böden nachgewiesen werden.

Spuren von Dieldrin, dessen Anwendung schon seit Anfang der 70er Jahre untersagt ist, wurden in 40% der Waldoberböden gefunden. Die gefundenen Konzentrationen erreichen aber nur die Bestimmungs-

grenze von 1 µg/kg. Dieser Wirkstoff wurde in der Landwirtschaft zur Bekämpfung von Wurzelschädlingen und zur Saatgutbehandlung eingesetzt (DOMSCH 1992). Dieldrin-Rückstände in Böden stammen nicht nur aus der Applikation dieses Stoffes, sondern das Epoxid Dieldrin ist auch Abbauprodukt des geringer persistenten Aldrin. Wie in früheren Berichten konnte Dieldrin fast ausschließlich in Waldoberböden nachgewiesen werden. Sofern die vorliegenden Daten eine Interpretation zulassen, scheint der hohe Gehalt an organischer Substanz in Waldoberböden den Abbau zu verlangsamen.

Das ebenfalls als Pflanzenschutzmittel nicht mehr zugelassene Methoxychlor wurde in sehr geringen Konzentrationen in etwa jedem 10. untersuchten Oberboden gefunden. Der Nachweis gelang auch bei diesem Stoff vorwiegend in Waldböden. Die einzigen landwirtschaftlich genutzten Böden, in denen dieses Insektizid nachgewiesen wurde, liegen im Auenbereich der Alsenz. Hier wurde ein Maximalgehalt von 7 µg/kg gefunden. Es ist anzunehmen, dass Methoxychlor durch Überschwemmungen in diese Böden eingetragen wurde.

Das im Boden extrem beständige Heptachlorepoxyd, das eine erheblich höhere insektizide Wirkung als seine Ausgangssubstanz Heptachlor besitzt, wurde nur in 4 landwirtschaftlich genutzten Böden gefunden. Der Gehalt überschreitet nicht 2 µg/kg. Dass dieses Abbauprodukt ausschließlich in Acker- und Grünlandböden zu finden ist, entspricht Beobachtungen früherer Berichte.

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	49	100	0	0
Dieldrin	44	90	5	10
Endrin	49	100	0	0
Heptachlor	49	100	0	0
Heptachlorepoxyd	45	92	4	8
o,p'-DDD	46	94	3	6
p,p'-DDD	42	86	7	14
o,p'-DDE	48	98	1	2
p,p'-DDE	22	45	27	55
o,p'-DDT	40	82	9	18
p,p'-DDT	18	37	31	63
α-HCH	49	100	0	0
β-HCH	44	90	5	10
γ-HCH (Lindan)	48	98	1	2
δ-HCH	44	90	5	10
Methoxychlor	42	86	7	14
HCB	23	47	26	53
Pentachlorphenol	35	71	14	29

Tab.63 Blatt 6312 Rockenhausen: 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 im Forst. Es wurde z.B. zur Bekämpfung des Kartoffelkäfers in der Landwirtschaft und des Borkenkäfers im Forst genutzt. Technisches HCH, einem Gemisch, das neben dem insektiziden γ-HCH auch die Isomere α-, β- und δ-HCH enthält, darf schon seit 1980 nicht mehr für diese Zwecke appliziert werden. Dieser Wirkstoff wird allerdings noch produziert und kann zur Bekämpfung von Schaben und Kopfläusen eingesetzt werden.

Tab. 64 Summe der Hexachlorcyclohexan-Isomere (Σ -HCH) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)								
								Angaben in $\mu\text{g}/\text{kg}$
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	631	536	<1	<1	<1	5	<1
	6312	49	40	<1	<1	<1	1	<1
alle Waldarten	RP	152	92	<1	<1	12	27	33
	6312	13	9	<1	<1	1	1	2
Laubwald	RP	79	55	<1	<1	2	25	5
	6312	13	9	<1	<1	1	1	2
Ackerland	RP	179	170	<1	<1	<1	<1	<1
	6312	24	20	<1	<1	<1	1	<1
Grünland	RP	91	88	<1	<1	<1	<1	<1
	6312	11	9	<1	<1	<1	3	<1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Ebenfalls besteht kein Verbot, Lindan Holzschutzmitteln zuzusetzen, allerdings verzichtet die Industrie mittlerweile freiwillig, 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 etwa 17 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 lediglich in einem Ackerboden $1 \mu\text{g } \gamma\text{-HCH}/\text{kg}$ gemessen. In 5% der untersuchten Böden wurden allerdings Spuren der Isomere β - und δ -HCH gefunden, wobei der Gehalt nie $5 \mu\text{g}/\text{kg}$ überstieg. Eine Abhängigkeit von der Nutzung ist dabei nicht festzustellen. Die Summe der 4 untersuchten HCH-Isomere (Σ -HCH) lag ebenfalls nirgends über $5 \mu\text{g}/\text{kg}$. Diese Gehalte sind als geringfügige Reste früherer Anwendungen einzustufen.

Von den untersuchten insektiziden Chlorkohlenwasserstoffen ist Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) jener Wirkstoff, der trotz des seit 1972 geltenden Anwendungsverbots sich am häufigsten nachweisen lässt. Der Einsatz erfolgte vor allem im Obst- und Weinbau, aber auch im Ackerbau. Laut Gefahrstoff-

Tab. 65 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*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	631	185	<1	10	54	161	137
	6312	49	16	<1	2	4	9	12
alle Waldarten	RP	152	17	3	12	47	104	113
	6312	13	1	2	4	9	11	12
Laubwald	RP	79	10	3	9	23	47	51
	6312	13	1	2	4	9	11	12
Ackerland	RP	179	61	<1	7	50	120	121
	6312	24	10	<1	1	3	7	7
Grünland	RP	91	62	<1	<1	2	19	6
	6312	11	5	<1	1	2	8	2

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

datenbank der Länder (GDL) wurde es zudem im Forst verwendet. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Böden der Sonderkulturen zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) waren allerdings auch Waldböden, insbesondere die der Nadelwälder, überdurchschnittlich mit diesem Insektizid belastet.

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.

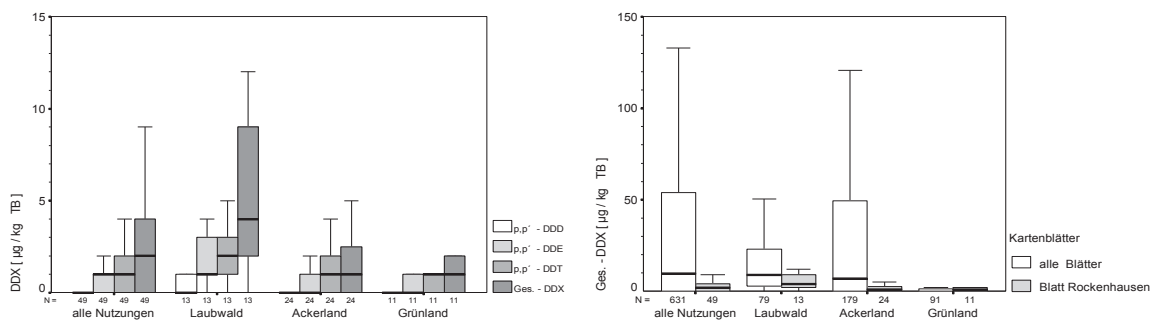
In den aus dem Untersuchungsraum stammenden Bodenproben wurden noch in fast 70% der Fälle DDX-Rückstände festgestellt. Die höchsten Gehalte sind mit einem Median von 4 µg Σ-DDX/kg und einem 90. Perzentil von 11 µg Σ-DDX/kg in den Waldoberböden zu finden. Dies entspricht weitgehend in Gehalt und Streuung den Werten, die auch in den letztjährigen Bodenzustandsberichten Pirmasens-Nord und Westerbürg in den Oberböden der Laubwälder gefunden wurden. Obwohl diese Bearbeitungsgebiete sich in ihrer naturräumlichen Situation deutlich unterscheiden, scheinen die gefundenen Gehalte typisch für Waldoberböden in ganz Rheinland-Pfalz zu sein. Der Maximalwert von 12 µg Σ-DDX/kg entspricht nur noch der Hälfte des Mittelwertes, der vor knapp 20 Jahren in rheinland-pfälzischen Wäldern festgestellt wurde.

Insgesamt sind die Konzentrationen mittlerweile sehr gering. Die Isomere o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE 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. Wurde im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) noch ein mittleres p,p'-DDT/p,p'-DDE-Verhältnis von 2:1 festgestellt, ist dieses heute in den Waldböden etwa ausgeglichen. Das heißt, dass sich das Verhältnis zu Gunsten des minder toxischen Abbauproduktes p,p'-DDE verschoben hat.

Die Ursache für die gegenüber anderen Bodennutzungen höheren Gehalte der Waldböden ist u.a. in der Filterwirkung der Waldvegetation zu suchen. Hinzu kommen die im Gegensatz zu Ackerböden fehlende Durchmischung der oberen Bodenhorizonte durch Pflügen sowie der fehlende Ernteentzug. Einen Einfluss hat ferner auch die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Vermutlich verläuft zudem der Abbau in Waldböden langsamer. Diese Überlegungen gelten für alle untersuchten organischen Schadstoffe.

Offensichtlich handelt es sich um eine allgemeine ubiquitäre (Alt-)Belastung. Die heutigen Werte entsprechen nur noch etwa 10 % dessen, was in vor fast 20 Jahren entnommenen Bodenproben festgestellt wurde (HAUENSTEIN & BOR 1996).

In den landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums ist die DDX-Belastung weitgehend abgeklungen. Die Acker- und Grünlandböden enthalten im Mittel lediglich 1 µg Σ-DDX/kg, was der Be-



Blatt 6312 Rockenhausen

Abb. 72 p,p'-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

stimmungsgrenze entspricht. Dies bedeutet gleichzeitig, dass in etwa der Hälfte dieser Böden weder Wirkstoff noch Abbauprodukte nachgewiesen werden konnten. Sofern Verbindungen der DDX-Gruppe belegbar waren, handelte es sich auch hier um die Isomere p,p'-DDT und/oder p,p'-DDE.

Der Nachweis von Spuren des seit 1981 als Pflanzenschutzmittel nicht mehr zugelassenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) gelang in etwa der Hälfte der untersuchten Böden. Am häufigsten erfolgte der Nachweis erwartungsgemäß in Ackerböden (>NWG = 71%). Sie weisen einen Median von 1 µg/kg und ein 90. Perzentil von 2 µg/kg auf. Es ist anzunehmen, dass HCB im Wesentlichen direkt in die Ackerböden gelangte, da es früher als Saatgutbeizmittel verwendet wurde und als Nebenbestandteil verschiedener chlorierter Pflanzenbehandlungsmittel wie Atrazin enthalten war.

Häufiger als in den letzten Jahren war HCB in Grünlandböden zu finden. Die mittlere Konzentration entspricht zwar der der Ackerböden, allerdings ist die Variabilität höher. Mit 14 µg/kg wurde ein ungewöhnlich hoher HCB-Gehalt in einem Grünlandboden südöstlich Rathskirchen festgestellt. Es ist der zweithöchste Wert, der bislang für Böden dieser Nutzungsform festgestellt wurde. Dies ist immerhin das 3,5-fache des Prüfwertes der BBodSchV (1999) für Kinderspielflächen. Dieser Standort zeigt zudem überdurchschnittliche DDX- und HCH-Gehalte, während die Belastung durch weitere untersuchte organische Schadstoffe eher gering ist.

Das in Deutschland bis 1993 hergestellte 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. Dennoch konnte dieser Stoff in den Waldböden des Bearbeitungsgebietes praktisch nicht mehr nachgewiesen werden. Vor knapp 20 Jahren waren HCB-Spuren noch in jedem 5. Laubwaldoberboden nachweisbar (HAUENSTEIN & BOR 1996).

Tendenziell sind die HCB-Gehalte gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) gesunken. Der Vergleich mit Daten aus anderen Bundesländern zeigt, dass die Gehalte im Untersuchungsgebiet insgesamt vergleichbar bis leicht unterdurchschnittlich sind (LABO 2003, JONECK & PRINZ 1993). Die gefundenen Werte sind unter Ausnahme des oben beschriebenen Grünlandbodens als geringe ubiquitäre Hintergrundbelastung anzusehen.

Tab. 66 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	630	338	<1	<1	3	5	9
	6312	49	23	<1	1	1	3	3
alle Waldarten	RP	152	104	<1	<1	2	5	7
	6312	13	12	<1	<1	<1	<1	<1
Laubwald	RP	79	62	<1	<1	<1	3	<1
	6312	13	12	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	178	38	1	2	4	7	8
	6312	24	7	<1	1	1	2	3
Grünland	RP	91	57	<1	<1	2	5	7
	6312	11	4	<1	1	3	7	3

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Tab. 67 Pentachlorphenol (PCP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	231	201	<1	<1	<1	1	<1
	6312	49	35	<1	<1	1	16	5
alle Waldarten	RP	72	57	<1	<1	<1	3	<1
	6312	13	4	<1	2	26	38	44
Laubwald	RP	44	31	<1	<1	1	7	5
	6312	13	4	<1	2	26	38	44
Ackerland	RP	77	68	<1	<1	<1	1	<1
	6312	24	19	<1	<1	<1	2	<1
Grünland	RP	54	51	<1	<1	<1	<1	<1
	6312	11	11	<1	<1	<1	<1	<1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Pentachlorphenol (PCP) wurde als Holzschutzmittel, Fungizid, Herbizid und Insektizid eingesetzt. Der Einsatz erfolgte vor allem im industriellen Bereich (Holzverarbeitung, Papier, Zellstoff). Für Erzeugnisse mit mehr 0,01 % PCP besteht seit 1994 ein generelles Herstellungs- und Anwendungsverbot. Als Pflanzenschutzmittel hatte es allerdings nur eine nachgeordnete Bedeutung. Der Einsatz PCP-haltiger Pflanzenschutzmittel wurde schon vor 1994 durch die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV) vollständig untersagt.

Der Abbau wird stark vom pH-Wert und der organischen Substanz beeinflusst. Die Halbwertszeit des mikrobiellen Abbaus schwankt unter günstigen Bedingungen zwischen 10 und 40 Tagen und gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992).

PCP wurde erstmals zum Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Extraktion der PCP ist seit diesem Bericht auf die nach der BBodSchV (1999) vorgeschriebene Methode (E DIN ISO 14154) umgestellt. Aufgrund der Verfahrensänderung sind analytische Unterschiede zu den „Altdaten“ nicht gänzlich auszuschließen. Sie dürften aber gering ausfallen.

Gegenüber den vorangegangenen Berichten fiel die ungleich häufigere Überschreitung der Nachweisgrenze in Waldoberböden auf. Während in diesen Böden bislang in weniger als 10% der Fälle die Nachweisgrenze überschritten und nicht mehr als 4 µg/kg gefunden wurden, gelang im Untersuchungsraum der Nachweis von PCP in ca. 70% der Waldoberböden. Nicht nur die ungleich häufigere Überschreitung der Nachweisgrenze ist auffallend, sondern gerade die in 4 Waldstandorten gemessenen Gehalte von 22 bis 44 µg PCP/kg. Solch hohe Messwerte sind bislang nicht annähernd aufgetreten. Der Mittelwert für Waldoberböden liegt mit 2 µg PCP/kg auch im Untersuchungsraum zwar nur wenig über der Bestimmungsgrenze, aber ein statistisch abgesicherter Durchschnittswert ist für die Waldoberböden nicht zu nennen. Dagegen steht die in Beziehung zur Fallzahl zu hohe Varianz der Werte. Das häufigere Überschreiten der Nachweisgrenze mag mit der Methodenumstellung zusammenhängen, die hohen Messwerte sind jedoch damit nicht zu erklären. Der höchste Wert unterschreitet den Prüfwert der BBodSchV (1999) für Kinderspielplätze von 50 µg PCP/kg nur wenig. Dieser Grenzwert ist zwar für Waldböden nicht anzuwenden, aber er gibt einen Hinweis auf erhebliche Stoffgehalte. Jeweils 2 Standorte liegen in auffallender räumlicher Nähe zueinander. Sie befinden sich im Gebiet zwischen Teschenmoschel und Bisterschied sowie östlich von Schmittweiler. Aufgrund der geringen Probenanzahl kann

aber nicht beurteilt werden, ob die gewisse räumliche Häufung ein Hinweis auf eine besondere Eintragungssituation ist. Dagegen spricht, dass im Gebiet östlich von Schmittweiler ein weiterer Waldboden untersucht wurde, in dem PCP nicht gefunden wurde. Insgesamt sind die vereinzelt hohen PCP-Werte in den Waldoberböden nicht erklärbar.

In den landwirtschaftlich genutzten Böden ist PCP in der Regel hingegen nicht nachweisbar. Bei den Grünlandböden gelang der Nachweis an keinem der untersuchten Standorte, bei den Ackerböden nur in 20% der Fälle. Von einem Ausreißer abgesehen ist in den Ackerböden nicht mehr als 2 µg PCP/kg festzustellen. In einem Ackerboden unweit der Alsenzaue wurde eine Konzentration von 35 µg PCP/kg gefunden. Dieser Einzelbefund ist räumlich nicht mit den hohen Gehalten in Waldböden in Beziehung zu setzen. Da der Standort nicht durch Hochwasser beeinflusst ist, fehlt auch hier eine plausible Erklärung für diesen hohen Einzelwert.

Insgesamt scheinen im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Bioziden die PCP-Gehalte im Gebiet des Blattes 6312 Rockenhausen leicht überdurchschnittlich zu sein. Es ist aber nicht auszuschließen, dass der Unterschied allein auf die neue, möglicherweise effizientere Extraktionsmethode beruht. Die vereinzelt auftretenden hohen Werte sind damit allerdings nicht erklärbar.

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen überwiegend durch Pyrolyse bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe.

Die toxische Wirkung der PAK ist sehr unterschiedlich und nicht abschließend geklärt. Neben gering toxischen Verbindungen existieren minder und hoch toxische PAK. In erster Linie sind es die Verbindungen mit mindestens vier zusammengeschlossenen (anellierten) Benzolringen, die infolge ihrer geringen Abbaubarkeit (Persistenz) und Toxizität eine besondere Umweltrelevanz aufweisen. Neben der Zahl der Ringe spielt die Struktur der Verbindung eine entscheidende Rolle. Benzo(a)pyren (BaP) gilt wegen seiner starken Kanzerogenität als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe, während hingegen Benzo(e)pyren (BeP) als minder toxisch eingestuft wird (ALLOWAY & AYRES 1996). Eine Einstufung nach Toxizitätsäquivalenten wie bei den Dioxinen/Furanen wäre begrüßenswert, um eine Bewertung vornehmen zu können. Ferner entstehenden beim Abbau Metabolite, die eine höhere Toxizität aufweisen können als ihre Ausgangssubstanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).

PAK werden in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Vertikale Verlagerungen erfolgen vermutlich in erster Linie durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden (HARTMANN 1995). Niederkondensierte PAK sind leichter flüchtig, besser verfügbar und werden stärker abgebaut. Aufgrund dieser Eigenschaften sinkt die Persistenz in Böden mit dem Molekulargewicht und dem Kondensationsgrad. Günstige mikrobielle Lebensbedingungen wie eine gute Nährstoffversorgung, ein niedriges CN-Verhältnis und eine schwach saure Bodenreaktion fördern im Boden den Abbau.

Bei den untersuchten Einzelkomponenten (siehe Tab. 68) wurden neben den in der EPA-Liste aufgeführten 16 PAK zusätzlich die Parameter Benzo(e)pyren und Anthanthren in den Untersuchungsumfang aufgenommen. Der Gesamtgehalt ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK₁₆). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtgehalte 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 den Gesamtgehalten charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragungssituation. Ohne direkten Emittenteneinfluss stellt sich in den mitteleuropäischen Böden ein typisches ubiquitäres Hintergrundprofil ein. Da ein Vergleich aller Einzelkomponenten schwierig und unübersichtlich ist, kann zur Charakterisierung z.B. der BaP-Anteil am PAK₁₆-Gehalt oder das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK herangezogen werden. In Verdichtungsräumen besteht PAK₁₆ zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR

Tab. 68 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	190	30	1	2	4	10	9
	6312	49	0	1	2	3	6	5
Acenaphthylen**	RP	230	145	<1	<1	1	3	5
	6312	49	10	1	1	2	5	3
Acenaphthen**	RP	230	124	<1	<1	2	4	6
	6312	49	24	<1	1	1	2	2
Fluoren**	RP	230	73	<1	1	3	6	10
	6312	49	16	<1	1	1	3	5
Phenanthren**	RP	230	1	8	17	43	106	93
	6312	49	0	5	8	17	31	34
Anthracen**	RP	230	80	<1	2	6	14	18
	6312	49	3	1	1	5	11	10
Fluoranthren**	RP	230	0	26	55	131	390	279
	6312	49	0	10	16	42	78	85
Pyren**	RP	230	0	20	40	108	272	226
	6312	49	0	7	12	32	61	69
Benzo(a)anthracen**	RP	230	1	9	20	47	97	97
	6312	49	0	4	6	18	37	37
Chrysen**	RP	230	1	12	24	63	165	131
	6312	49	0	6	8	27	59	45
Benzo(b)fluoranthren**	RP	230	0	26	46	102	310	198
	6312	49	0	6	9	25	58	44
Benzo(k)fluoranthren**	RP	230	1	9	17	45	123	97
	6312	49	0	3	6	16	35	30
Benzo(a)pyren**	RP	230	2	12	25	60	162	124
	6312	49	0	5	8	22	40	41
Benzo(e)pyren	RP	230	1	14	26	57	172	120
	6312	49	0	4	7	18	34	36
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	230	1	13	27	59	169	117
	6312	49	0	4	8	19	45	40
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	230	60	<5	6	12	29	32
	6312	49	3	1	2	5	9	10
Benzo(g,h,i)perylen**	RP	230	1	10	21	44	121	92
	6312	49	0	4	6	15	29	31
Anthanthren	RP	230	119	<1	<1	5	12	16
	6312	49	19	<1	1	2	3	6

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

** 16 Einzelkomponenten nach EPA

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 (Naphtalin-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 sinkenden Gesamtgehalten. Die Betrachtung von PAK-Profilen und Komponentenverhältnissen sollte 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}.

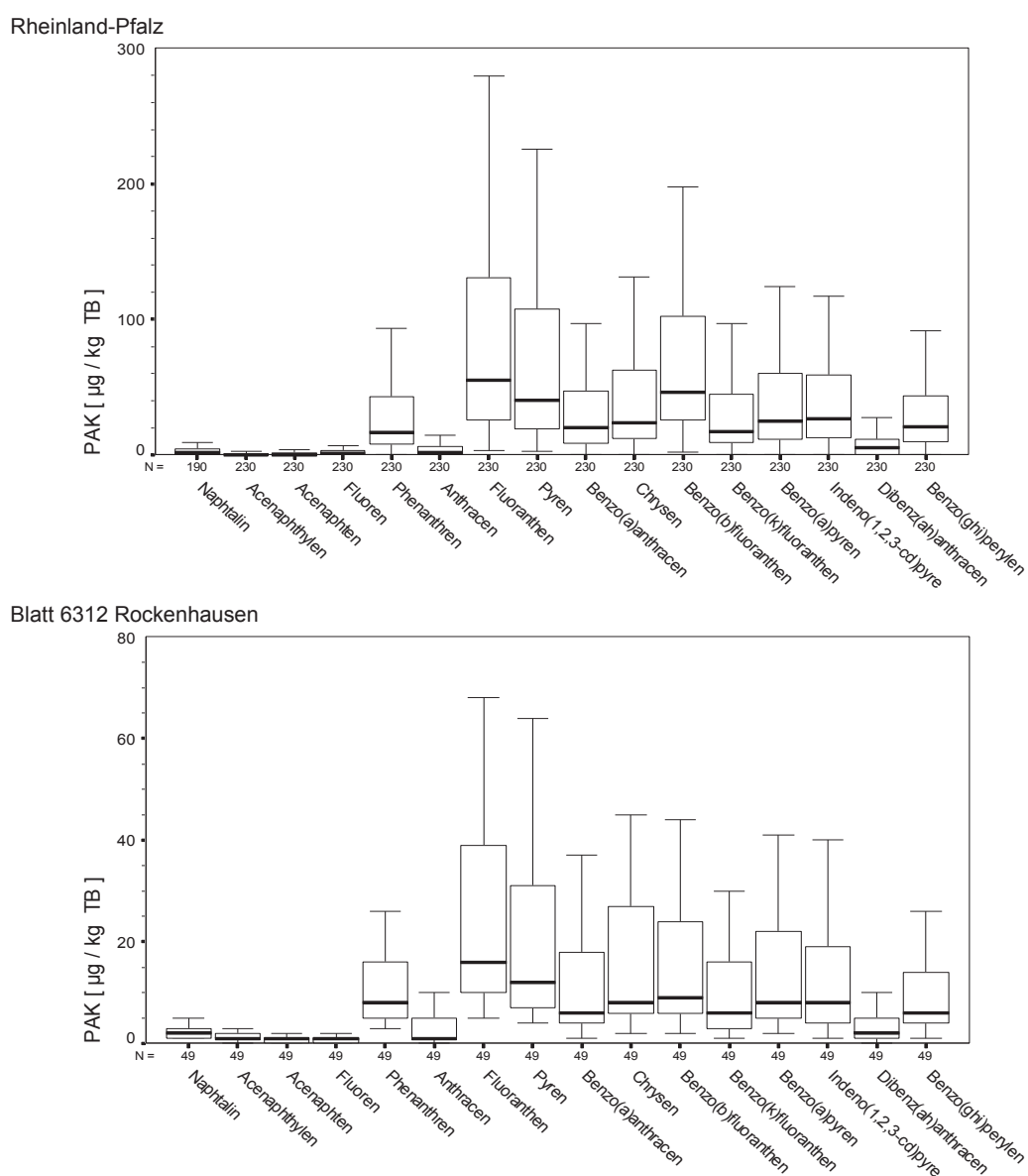


Abb. 73 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

Die PAK werden seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) untersucht, womit mittlerweile Daten von insgesamt 230 Oberböden zur Verfügung stehen. Zum vorliegenden Bericht erfolgte eine Methodenumstellung. Die Extraktion wird nun gemäß der in der BBodSchV (1999) empfohlenen Methode (LUA-NRW 1994) durchgeführt. Eine Überprüfung mit Hilfe von Archivproben ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Extraktionsverfahren, so dass davon ausgegangen wird, dass Altdaten und neu erhobene Daten untereinander vergleichbar sind.

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. 68, Abb. 73):

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

Die quantitativ wichtigste Verbindung der PAK₁₆ ist allgemein Fluoranthen, dicht gefolgt von Benzo(b)fluoranthen und Pyren. Die Gehalte an Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Chrysen liegen meist etwa um die Hälfte niedriger als der Fluoranthen-Gehalt bzw. sie sind jeweils zu ca. 8 % an der PAK-Gesamtbelastung beteiligt. Diese Reihenfolge bzw. dieses PAK-Muster kann als charakteristisch für unspezifische Luftimmissionen angesehen werden (TEBAAY et al. 1993) und wurde im Prinzip in allen bislang untersuchten Gebieten gefunden. Allerdings weisen Konzentrationshöhe und gewisse Verschiebungen innerhalb dieser Reihenfolge vermutlich auf unterschiedliche Eintragungssituationen hin. So beträgt z.B. der mittlere Benzo(a)pyren-Anteil an den PAK₁₆ in Waldböden ca. 7%, während er in den landwirtschaftlich genutzten Böden um 2 Prozentpunkte höher liegt. Sofern ubiquitäre Einträge überwiegen, nehmen Niederschlagshöhe und die Zahl der Nebeltage Einfluss auf die Höhe der PAK-Immissionen und das PAK-Muster. Nebel weist einen deutlich höheren PAK₁₆-Gehalt und einen höheren Anteil höhermolekularer PAK auf als Regen (HARTMANN 1995).

Neben Niederschlagsmenge und -art beeinflussen zudem Bevölkerungsdichte bzw. Industrialisierungsgrad einer Region den PAK-Gehalt der Böden spürbar. Bislang besteht der Trend, dass mit zunehmenden Niederschlägen und steigender Bevölkerungsdichte mit höheren PAK-Gehalten in den Oberböden zu rechnen ist. Vorausgesetzt, dass die bislang vorliegenden Daten nach Nutzung gruppiert werden, sowie die Böden der Verdichtungsräume und Auengebiete nicht in die Berechnung einfließen, besteht ein statistischer Zusammenhang zwischen PAK₁₆- bzw. BaP-Gehalt und Niederschlagsmenge (siehe auch Abb. 74). Die PAK₁₆-Gehalte und die BaP-Konzentrationen in den Waldoberböden korrelieren nach Ausreißerbereinigung signifikant mit der jährlichen Niederschlagsmenge ($r=0,50$ bzw. $0,46$; $n=62$). In Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) ist die statistische Sicherheit zwischen PAK₁₆-Gehalt und der jährlichen Niederschlagsmenge mit $r=0,49$ und der des BaP mit $r=0,53$ aufgrund der Fallzahl von $n=96$ sogar noch günstiger. Die Irrtumswahrscheinlichkeit sinkt damit auf unter 0,1%. Es kann damit als gesichert angesehen werden, dass die jährliche Niederschlagsmenge den PAK-Gehalt beeinflusst. Nach den vorliegenden linearen Regressionen steigt der mittlere BaP-Gehalt in Böden der LNF von ca. 10 µg/kg auf etwa 31 µg/kg, bzw. der mittlere PAK₁₆-Gehalt von ca. 134 µg/kg auf 364 µg/kg, wenn die jährliche Niederschlagsmenge von 700 mm auf 1000 mm ansteigt. In Waldböden fällt der Anstieg ganz ähnlich aus, jedoch enthalten ihre Oberböden im Mittel etwa den 3-fachen PAK₁₆-Gehalt. Zudem bestehen Hinweise, dass insbesondere oberhalb 1000 mm Jahresniederschlag die PAK₁₆-Gehalte besonders stark zunehmen.

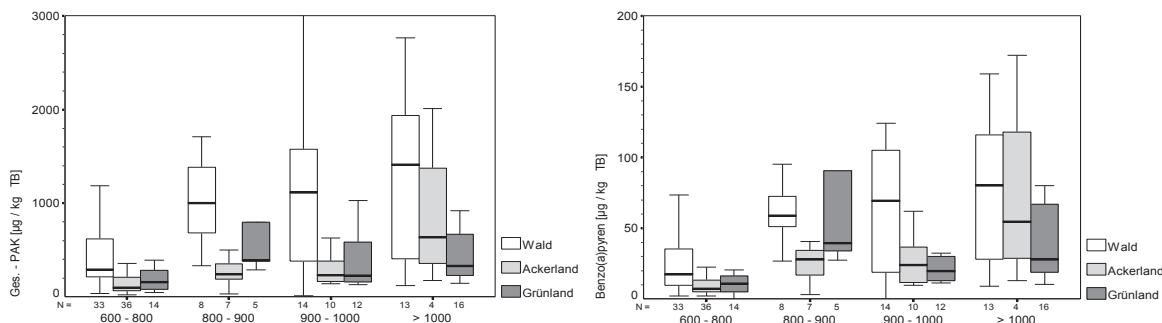


Abb. 74 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittleren Jahresniederschlag

Der Anstieg der PAK-Gehalte durch Niederschläge führt offensichtlich zu einer leichten Veränderung des PAK-Profiles. In den landwirtschaftlich genutzten Böden vollzieht sich der niederschlagsbedingte Anstieg der PAK_{16n} schwächer, als es bei den PAK_{16h} zu beobachten ist. Fluoranthen als Vertreter der PAK_{16n} steigt in der oben genannten Niederschlagsspanne nur um das 1,2-fache, während die BaP-Konzentration -eine Verbindung der PAK_{16h}- um mehr als 3-fache zunimmt.

Da die Probenahmestellen nicht gleichmäßig auf der Landesfläche verteilt sind, fehlt noch die Gewissheit, in wie weit diese Erkenntnisse für Rheinland-Pfalz allgemeingültig sind. Trotz gewisser statistischer Unsicherheiten werden die bislang vorliegenden Ergebnisse als deutlicher Hinweis gewertet, dass insbesondere außerhalb der Ballungsgebiete nasse Depositionen ein bedeutsamer Transportpfad für PAK in die Böden ist.

Es ist davon auszugehen, dass die PAK über den Niederschlag dem atmosphärischen Ferntransport unterliegen, während innerhalb von Ballungsräumen auch lokale Quellen eine merkbare Rolle spielen. Aufgrund seiner ländlichen Prägung und der vergleichsweise geringen Niederschläge von durchschnittlich 710 mm/a (siehe auch 2.) wurden daher im Untersuchungsraum unterdurchschnittliche PAK-Gehalte in den Böden prognostiziert. Diese Erwartung wurde deutlich positiv übertroffen. Von den bislang fünf untersuchten Gebieten weist dieser Untersuchungsraum bei allen Bodennutzungen die geringsten PAK-Gehalte auf.

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

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	230	0	161	309	740	2098	1578
	6312	49	0	60	87	265	522	534
alle Waldarten	RP	72	0	268	576	1192	1889	2394
	6312	13	0	182	318	556	1043	705
Laubwald	RP	44	0	297	551	1141	2199	2394
	6312	13	0	182	318	556	1043	705
Ackerland	RP	76	0	86	174	343	624	713
	6312	24	0	50	73	100	131	174
Grünland	RP	54	0	154	285	483	2347	922
	6312	11	0	62	111	295	1551	392

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Die nutzungsbedingten Unterschiede sind bei den PAK geringer als bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) oder den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während Waldoberböden gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden im Mittel den 5- bis 7-fachen PCDD/F-Gehalt (siehe 4.3.4.) aufweisen, liegt der Faktor bei den PAK₁₆ und BaP etwa zwischen 2 und 4. Dies trifft sowohl auf den Untersuchungsraum als auch auf andere Landesgebiete zu.

Mit 318 µg PAK₁₆/kg liegt der mittlere PAK-Gehalt der Waldoberböden fast um die Hälfte niedriger als in der Gesamtheit der bislang untersuchten rheinland-pfälzischen Waldoberböden. Im Vergleich zu den niederschlagsreichen Projektgebieten „Pirmasens-Nord“ und „Westerburg“ sind es sogar weniger als ein Drittel. Gehalte zwischen 100 und 1000 µg PAK₁₆/kg sind für die Waldböden des Untersuchungsraums als typisch anzusehen. Lediglich nördlich von Teschenmoschel wurde dieser Wertebereich mit 2394 µg PAK₁₆/kg in einem Waldboden deutlich übertroffen.

Wie in allen Untersuchungsgebieten enthalten die Waldböden deutlich mehr PAK als landwirtschaftlich genutzte Böden (siehe unten). Dies dürfte im Auskämmeffekt der Bäume, ungünstigeren Abbaubedingungen sowie in der fehlenden mechanischen Durchmischung der Waldböden (Verdünnungseffekt) begründet liegen.

Durch die relativ enge Beziehung zum Gesamtgehalt sind auch die Konzentrationen der PAK-Leitverbindung Benzo(a)pyren unterdurchschnittlich. In den Waldoberböden wurden im Untersuchungsraum im Mittel 28 µg BaP/kg gemessen, während der landesweite Durchschnittswert 36 µg BaP/kg beträgt. Der mittlere BaP-Gehalt ist somit gegenüber den Projektgebieten „Pirmasens-Nord“ und „Westerburg“ in Waldoberböden sogar um ca. 60% niedriger. Im Untersuchungsraum bestehen die PAK₁₆ bei dieser Bodennutzung im Mittel zu 9% aus BaP, womit der relative Anteil etwas über dem Landesdurchschnitt liegt. Der mittlere Fluoranthen-Anteil an den PAK₁₆ ist in den Waldoberböden mit 15% hingegen niedriger als in den bislang untersuchten Gebieten.

Das mittlere PAK_{16n}/PAK_{16h}-Verhältnis (PAK_{16n}/h) von 0,65 zeigt die Dominanz höhermolekularer PAK in den Waldoberböden und entspricht weitgehend der Gesamtheit der landesweit untersuchten Waldstandorte.

Wie in anderen Landesteilen sind in landwirtschaftlich genutzten Böden weit weniger PAK zu finden als in Waldböden. Der mittlere PAK₁₆-Gehalt in Ackerböden beträgt nur 73 µg PAK₁₆/kg und in Grünlandböden 111 µg PAK₁₆/kg. In keinem der bislang untersuchten Projektgebiete wurden für diese Nutzungen so geringe PAK-Konzentrationen festgestellt. Der in Ackerböden gefundene Maximalwert von 308 µg PAK₁₆/kg liegt nicht wesentlich über dem Mittelwert der vorangegangenen Berichte von 255 µg PAK₁₆/kg. Im Mittel enthalten die Ackerböden 5 µg BaP/kg und die obere Ausreißergrenze von 12 µg

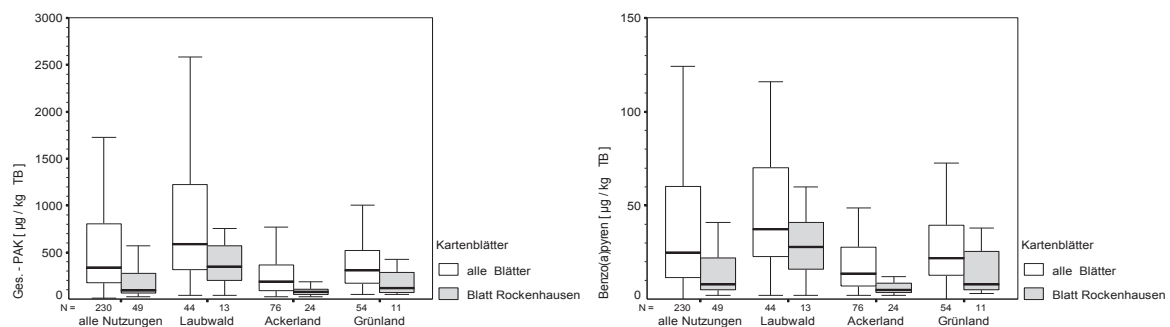


Abb. 75 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

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

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)		Angaben in µg/kg						
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	230	2	12	25	60	162	124
	6312	49	0	5	8	22	40	41
alle Waldarten	RP	72	1	17	36	72	118	124
	6312	13	0	15	28	46	94	60
Laubwald	RP	44	0	23	37	70	158	116
	6312	13	0	15	28	46	94	60
Ackerland	RP	76	0	7	14	28	61	49
	6312	24	0	4	5	9	12	12
Grünland	RP	54	1	13	22	40	184	73
	6312	11	0	5	8	28	127	38

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

BaP/kg befindet sich noch unter dem landesweiten Mittelwert. Der mittlere BaP-Anteil an den PAK₁₆ ist mit 7% im Landesvergleich unterdurchschnittlich. Selbst der BaP-Maximalwert in Ackerböden erreicht mit 22 µg BaP/kg nicht einmal 10% des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999).

Dass in Grünlandböden etwas höhere PAK₁₆-Gehalte sowie eine größere Streuung der Werte als in Ackerböden festzustellen sind, liegt im deutlich höheren Anteil von Standorten im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern begründet. Grünlandböden, die außerhalb rezenter Auen liegen, weisen bei einer Schwankungsbreite von 48-207 µg PAK₁₆/kg einen Mittelwert von 76 µg PAK₁₆/kg auf. Dass keine erheblichen Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandböden bestehen, sofern Auenböden unberücksichtigt bleiben, wurde auch in früheren Berichten beobachtet. In den fünf landwirtschaftlich genutzten Böden auf Blatt Rockenhausen, die sich in rezenten Auen der Fließgewässer befinden, schwanken die PAK₁₆-Gehalte im weiten Bereich von 165 bis 3289 µg PAK₁₆/kg. Der Maximalwert wurde bei Steckweiler in der Alsenzaue festgestellt. Es ist der einzige Boden, in dem der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 3000 µg PAK₁₆/kg überschritten wird. Der entsprechende Vorsorgewert für BaP wird in diesem Boden hingegen noch leicht unterschritten. In einem weiteren Auenboden der Alsenz wurden dagegen nur 324 µg PAK₁₆/kg gemessen, jedoch liegt auch dieser Wert erheblich über dem anderer landwirtschaftlich genutzter Böden im Untersuchungsraum. Insgesamt dürften die PAK-Gehalte in Auen in Abhängigkeit von Größe und Siedlungsdichte des Einzugsgebietes sowie der Häufigkeit von Überschwemmungsereignissen relativ stark schwanken. Die bislang vorliegenden Daten belegen trotz bestehender statistischer Unsicherheiten, dass in rezenten Auenböden, PAK-Einträge neben allgemeiner atmosphärischen Immissionen in erheblichen Maß durch Hochwasser erfolgen.

Die landwirtschaftlich genutzten Böden besitzen bei den landesweiten Daten mit 0,68 etwa das gleiche mittlere PAK₁₆n/h-Verhältnis wie die Waldböden. Mit durchschnittlich 0,75 verschiebt sich das PAK₁₆n/h-Verhältnis im Untersuchungsraum bei den Acker- und Grünlandböden etwas zu Gunsten der niedermolekularen PAK, jedoch ist dies aufgrund der geringen Fallzahl (n=35) und dem geringen Unterschied zu den landesweiten Daten kaum zu interpretieren.

Die im Untersuchungsraum gefundenen PAK₁₆- und BaP-Gehalte liegen sowohl für Rheinland-Pfalz als auch im Vergleich zu den benachbarten Bundesländern im unteren Konzentrationsbereich (LABO

2003). Die PAK-Situation im Untersuchungsraum ist damit sowohl hinsichtlich der Gesamtgehalte als auch bei den Einzelverbindungen als insgesamt sehr günstig zu bewerten. Mit einer Häufung mäßig erhöhter Gehalte ist nur vereinzelt im Überschwemmungsbereich der größeren Fließgewässer zu rechnen.

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle

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.

Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1990), d.h., dass sie bei den untersuchten PCB von Nr. 28 nach Nr. 180 ansteigt.

Außer durch atmosphärischen Eintrag gelangen PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. In den Überflutungsgebieten industriell belasteter Fließgewässer können PCB auch durch Hochwasser in den Boden gelangen.

PCB werden seit 1929 hergestellt und vor allem in der Industrie eingesetzt (CHRISTEN 1985). Verwendet werden keine reinen Verbindungen, sondern mittel- bis hochchlorierte PCB-Gemische, die einen charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % besitzen (CHRISTEN 1985, KAMPE 1988). Die Produktion wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1983 eingestellt. Emissionen entstehen in erster Linie bei Störfällen, Verbrennungsprozessen und in Mülldeponien (KAMPE 1988). Von besonderer Bedeutung ist ferner, dass bei der Verbrennung von PCB Dioxine und Furane (siehe 4.3.4.) entstehen können.

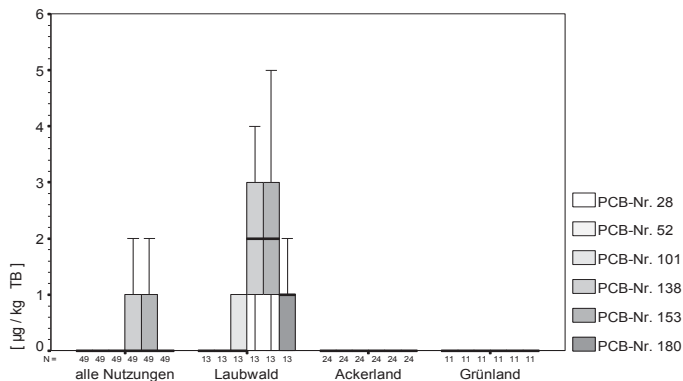


Abb. 76
Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten

Blatt 6312 Rockenhausen

In etwa 2/3 der untersuchten Oberböden lässt sich keines der PCB-Isomere nachweisen. Die nieder- bis mittelchlorierten PCB Nr. 28, 52 unterschritten generell und PCB Nr. 101 meist die Nachweisgrenze. Zum einen wurden überwiegend mittel- bis hochchlorierte PCB-Verbindungen produziert, zum anderen besitzen niederchlorierte PCB-Isomere eine geringere Persistenz. In den Waldoberböden ist die Dominanz der PCB Nr. 138 und 153 noch ersichtlich (siehe Abb. 76). 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. Das Isomeren-Verhältnis gleicht den PCB-Profilen, die beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz sowie den vorangegangenen Bodenzustandsberichten festgestellt wurden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998, HAUENSTEIN 2000-2003).

Tab. 71 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	631	592	<1	<1	<1	<1	<1
	6312	49	49	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	631	594	<1	<1	<1	<1	<1
	6312	49	49	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	631	483	<1	<1	<1	4	<1
	6312	49	42	<1	<1	<1	1	<1
PCB-Nr. 138	RP	631	310	<1	1	4	14	13
	6312	49	35	<1	<1	1	3	4
PCB-Nr. 153	RP	631	298	<1	1	4	13	13
	6312	49	34	<1	<1	1	3	5
PCB-Nr. 180	RP	631	378	<1	<1	3	7	9
	6312	49	38	<1	<1	<1	1	<1
Σ-PCB	RP	631	289	<1	2	13	37	35
	6312	49	33	<1	<1	2	8	7

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Auch hinsichtlich der PCB-Gesamtgehalte konnten bei den Untersuchungen der letzten Jahre keine erkennbaren Unterschiede zwischen dicht besiedelten Räumen wie Mainz und ländlich geprägten Gebieten festgestellt werden.

Die PCB-Gehalte sind in landwirtschaftlich genutzten Böden geringer als in den Waldböden. Von den 24 im Bearbeitungsgebiet untersuchten Ackerböden gelang der Nachweis dieser Schadstoffgruppe in nur 2 Fällen, wobei nicht mehr als 3 µg Σ-PCB/kg gefunden wurde. Der fehlende Nachweis dieser Schadstoffe ist charakteristisch für die in den letzten Jahren untersuchten Ackerböden. Grundsätzlich gleicht die Situation in den als Grünland genutzten Böden. Lediglich in einem Gründlandboden in der Alsenzaue wurde mit 27 µg Σ-PCB/kg ein erhöhter Wert gefunden, der aber den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) immer noch um ca. 50% unterschreitet. An diesem Standort wurde ebenfalls der höchste PAK₁₆-Gehalt im Untersuchungsgebiet gemessen. Es ist zu vermuten, dass die organischen Schadstoffe durch Hochwässer in den Boden gelangten. Daraus ist aber nicht abzuleiten, dass diese Auenböden grundsätzlich überdurchschnittliche Gehalte aufweisen, denn an 2 weiteren Standorten in der Alsenzaue wurden PCB nicht nachgewiesen. Offensichtlich besteht in den Auengebieten bei PCB eine große räumliche Varianz.

Dass PCB-Einträge seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (1996) stark zurückgegangen sind, kann gerade bei den Waldoberböden nachvollzogen werden. Zwar sind immer noch in fast allen Waldböden mittel- und hochchlorierte PCB nachweisbar, jedoch sind alle statistischen Kennwerte erheblich gesunken. Während für die knapp 20 Jahre alten Daten der Laubwald-Oberböden ein Median von 20 µg Σ-PCB/kg und ein 90. Perzentil von 42 µg Σ-PCB/kg berechnet wurde (HAUENSTEIN & BOR 1996), sind in den seit 1997 entnommenen Oberböden der Laubwälder die Gehalte auf 6 µg Σ-PCB/kg bzw. 17 µg Σ-PCB/kg gesunken. Im Gesamtdatenbestand, in den auch Daten des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz einfließen, liegt die Ausreißergrenze für Laubwald-Oberböden mittlerweile bei

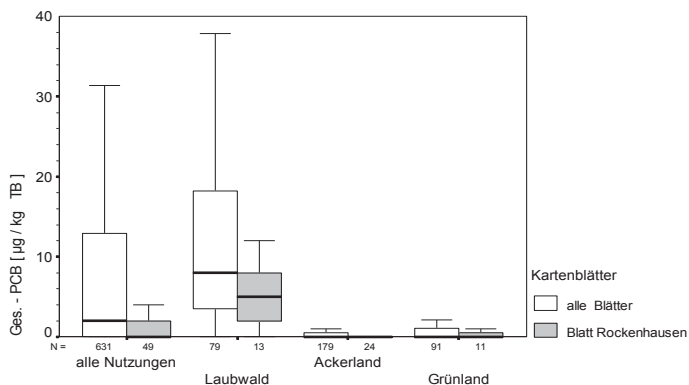


Abb. 77 Polychlorierte Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung

38 µg Σ -PCB/kg. Dieser Wert wird im Untersuchungsgebiet mit einem Maximalwert von 12 µg Σ -PCB/kg, der gleichzeitig die Ausreißergrenze darstellt, nicht annähernd erreicht. Die statistischen Kennwerte decken sich weitgehend mit neueren Daten aus anderen Landesteilen. Die gegenüber anderen Nutzungsformen besonders ausgeprägte Anreicherung dieser Schadstoffgruppe in Waldoberböden ist auf die starke Auskämm- bzw. Filterleistung der Bäume, der gegenüber den Ackerböden fehlenden Durchmischung und dem vermutlich langsameren Abbau zurückzuführen.

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

Die PCB-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet entspricht in etwa dem, was bei den letzten Bodenzustandsberichten festgestellt wurde, und den Angaben aus anderen Bundesländern (JONECK & PRINZ 1993, 1994, LABO 2003). Der Vergleich mit den Ergebnissen des Bodenbelastungskatasters

Tab. 72 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	631	289	<1	2	13	37	35
	6312	49	33	<1	<1	2	8	7
alle Waldarten	RP	152	19	4	12	32	66	74
	6312	13	2	2	5	8	9	12
Laubwald	RP	79	9	4	8	18	34	38
	6312	13	2	2	5	8	9	12
Ackerland	RP	179	134	<1	<1	0	8	3
	6312	24	22	<1	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	91	66	<1	<1	1	7	6
	6312	11	8	<1	<1	<1	12	<1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Rheinland-Pfalz (1996) zeigt, dass eine merkliche Minderung der PCB-Gehalte nach fast 2 Jahrzehnten feststellbar ist. Grob geschätzt ist die Bodenbelastung der Waldböden durch PCB auf $\frac{1}{3}$ der damaligen Gehalte zurückgegangen. Die Gehalte sind durch Immissionen und Abbau zwar im ständigen Wandel, jedoch überwiegt mittlerweile dank Luftreinhaltemaßnahmen und Anwendungsverböten offensichtlich der Abbau.

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

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „Dioxine“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind weitere bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 5000 mögliche Einzelverbindungen (Kongenere) (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Von den 210 potentiell vorkommenden PCDD/F sind die Komponenten, die Chlor in 2,3,7,8-Stellung angelagert haben, toxikologisch besonders bedeutsam. Dies gilt insbesondere für das 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (TCDD), das als „Seveso-Gift“ bekannt wurde. Die Toxizität sinkt mit der Zahl der substituierten Chloratome, d.h. von TCDD nach OCDD (Kürzel siehe Tab. 73). 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 70-er Jahre rasch an. Seit dem ist jedoch durch bessere Filter, das Verbot zahlreicher Chlororganika sowie Verminderung bzw. Verbot bleihaltiger Treibstoffe ein Rückgang zu verzeichnen (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

In Böden eingetragene PCDD/F werden in erster Linie an die organische Substanz des Oberbodens gebunden und immobilisiert, so dass das Ausmaß der vertikalen Verlagerung gering ist. Es handelt sich um hochpersistente Schadstoffe mit einer Halbwertszeit im Boden von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

Böden ländlicher Räume weisen bei gleicher Bodennutzung etwas geringere Gehalte als die der Ballungsräume (MÜLLER et al. 1991, LABO 1998) auf.

Seit der Aufnahme der PCDD/F in das Untersuchungsprogramm anlässlich des Bodenzustandsberichts Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) wurden bislang 231 Oberböden auf diese Schadstoffe untersucht.

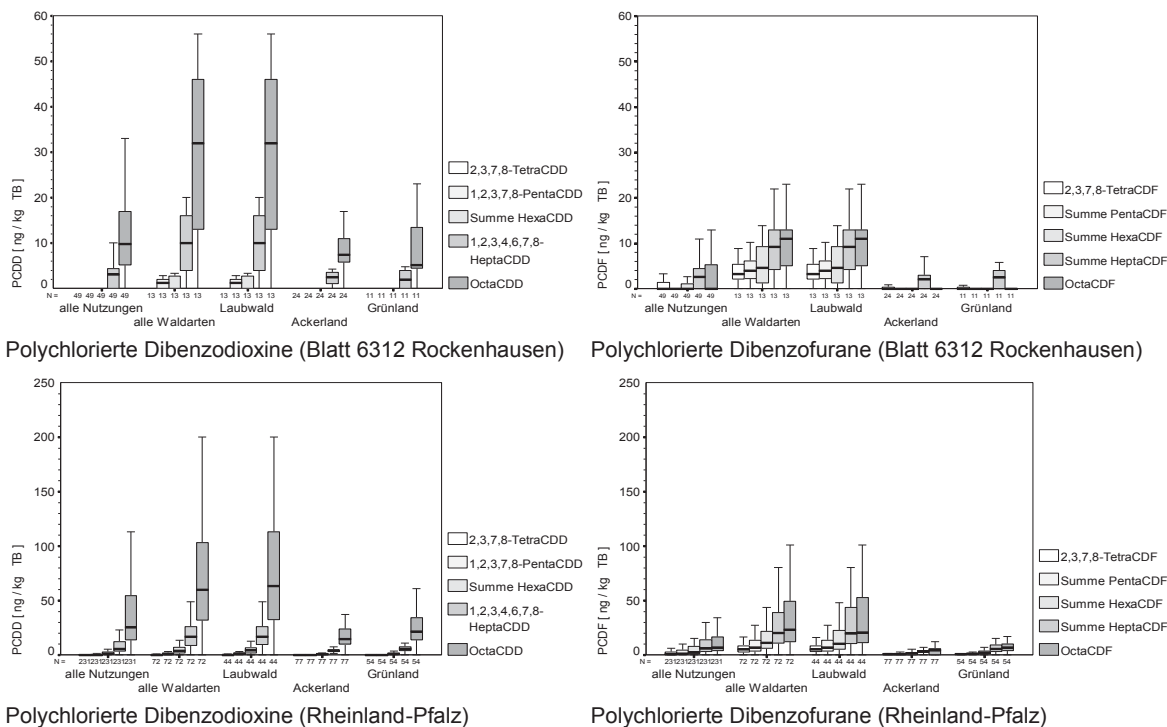
Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in den untersuchten Böden weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher die Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere sind in den bislang untersuchten Böden in der Regel nachweisbar. Das Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD) stellt in allen untersuchten Proben - gleich welcher Bodennutzung - quantitativ die wichtigste Einzelkomponente dar. Bei den minderchlorierten Verbindungen besitzen die Furane (PCDF) einen größeren Stellenwert als die Dioxine (PCDD) (siehe Tab. 73; Abb. 78). Dem OCDD folgt das Octachlor-dibenzofuran (OCDF), das ebenfalls 8 Chlor-

Tab. 73 Statistische Kennwerte: 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	231	188	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	<0,3
	6312	49	47	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	231	140	<0,3	<0,3	0,6	1,6	3,2
	6312	49	41	<0,3	<0,3	<0,3	1,6	<0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	231	112	<0,3	0,2	0,6	1,3	3,6
	6312	49	49	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	231	49	0,3	0,6	1,2	3,1	2,5
	6312	49	44	<0,3	<0,3	<0,3	0,8	<0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	231	64	<0,3	0,4	0,8	2,1	4,6
	6312	49	49	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-di- benzo-p-dioxin (-HpCDD)	RP	231	13	3,7	5,8	12,3	25,0	25,1
	6312	49	13	<0,3	3,1	4,5	14,4	12,0
Octachlor-dibenzo-p- dioxin (OCDD)	RP	231	5	14,0	25,3	55,3	111,2	116,0
	6312	49	5	5,2	9,8	17,0	45,6	33,0
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzofuran (-TCDF)	RP	231	30	0,6	0,9	3,1	7,9	6,6
	6312	49	28	<0,3	<0,3	1,4	5,3	5,5
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	231	41	0,4	0,7	2,2	5,4	4,8
	6312	49	38	<0,3	<0,3	<0,3	2,6	<0,3
2,3,4,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	231	40	0,4	0,8	2,5	5,6	5,5
	6312	49	38	<0,3	<0,3	<0,3	2,7	<0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	231	38	0,7	1,2	3,2	7,4	6,8
	6312	49	36	<0,3	<0,3	1,2	3,6	4,9
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	231	46	0,4	0,7	2,1	5,1	4,1
	6312	49	43	<0,3	<0,3	<0,3	2,5	<0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	231	178	<0,3	<0,3	<0,3	0,9	<0,3
	6312	49	49	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	231	45	0,4	0,8	2,2	4,7	4,8
	6312	49	42	<0,3	<0,3	<0,3	2,4	<0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	231	17	3,0	5,6	13,0	31,5	27,7
	6312	49	17	<0,3	2,6	4,7	12,2	13,0
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	231	74	<0,3	0,4	1,0	2,5	4,8
	6312	49	49	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	231	32	4,2	7,1	16,8	46,4	34,4
	6312	49	32	<0,3	<0,3	5,8	13,0	16,0

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

atome substituiert hat. Obwohl die OCDD/F im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD als mindertoxisch eingestuft werden, geht die Belastung der Böden, auch unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente, in erster Linie auf die hochchlorierten PCDD/F zurück. Die Dominanz höherchlorierter PCDD/F ist charakteristisch für eine ubiquitäre Verteilung. 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



Polychlorierte Dibenzodioxine (Blatt 6312 Rockenhausen)

Polychlorierte Dibenzofurane (Blatt 6312 Rockenhausen)

Polychlorierte Dibenzodioxine (Rheinland-Pfalz)

Polychlorierte Dibenzofurane (Rheinland-Pfalz)

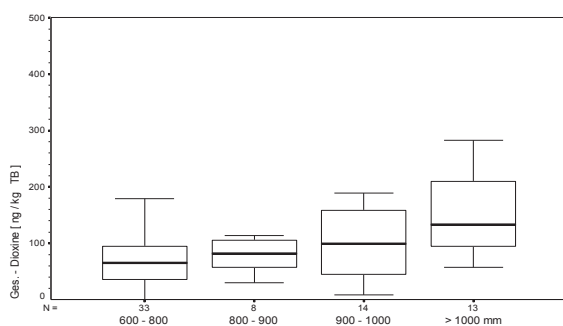
Abb. 78 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung

bei gleichem Chlorierungsgrad langsamer als PCDF biotisch abgebaut (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

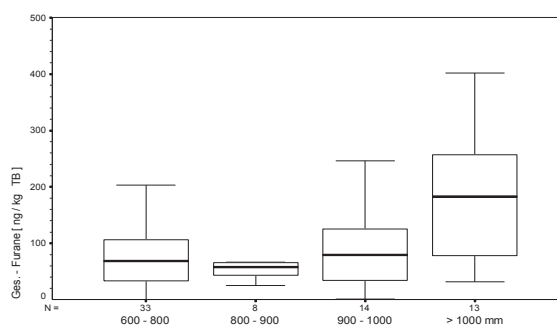
Um Hinweise auf regional abweichende Eintragungssituationen und/oder Abbaubedingungen zu erhalten, was zu einer Veränderung des PCDD/F-Musters führen kann, wird im vorliegenden Bericht auch das Verhältnis aus der Summe der untersuchten Dioxin- und Furan-Verbindungen gebildet. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei den Dioxinen nur 7 Einzelverbindungen bestimmt werden, während es bei den Furanen 10 sind. Bislang zeigte sich, dass regionale Verschiebungen vor allem durch unterschiedliche PCDF-Gehalte hervorgerufen werden, während die PCDD-Gehalte insbesondere in den Waldoberböden regional weit weniger variieren. Ferner besteht der Trend, dass das D/F-Verhältnis in landwirtschaftlich genutzten Böden höher als in Waldböden ist (siehe Abb. 78) bzw. bei sinkenden Gesamtgehalten der relative Dioxin-Anteil gegenüber den Furanen zunimmt.

Wie bei den PAK erfolgte eine Prüfung, ob ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PCDD/F-Gehalt besteht. Hierfür wurde ein Datenkollektiv gebildet, das keine Werte aus dicht besiedelten Räumen sowie aus rezenten Auengebieten enthält. Vor den Berechnungen wurde der Datensatz in die Nutzungsgruppen Wald und landwirtschaftliche Nutzflächen (Acker, Grünland) unterteilt und von Ausreißern bereinigt. Die Prüfung fand mit den abhängigen Variablen OCDD, OCDF, Summe der Dioxine (Σ -PCDD), Summe der Furane (Σ -PCDF) sowie dem Toxizitätsäquivalent (I-TEq) statt. Bei allen Variablen und Nutzungsklassen wurden wie bei den PAK signifikante positive Zusammenhänge mit der Niederschlagshöhe festgestellt. Der Anstieg der Konzentrationen mit dem Niederschlag scheint weitgehend linear zu verlaufen, da andere Regressionsmodelle (z.B. logarithmisch, exponentiell, quadratisch) meist zu keiner merklichen Verbesserung führten. Die statistische Sicherheit ist bei den Böden

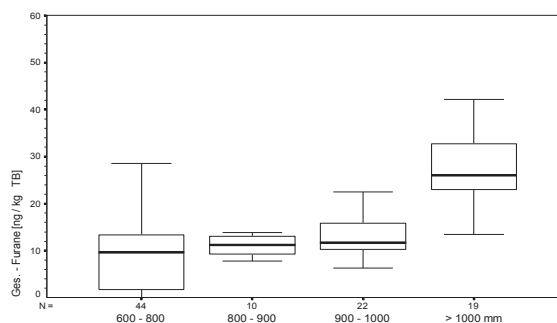
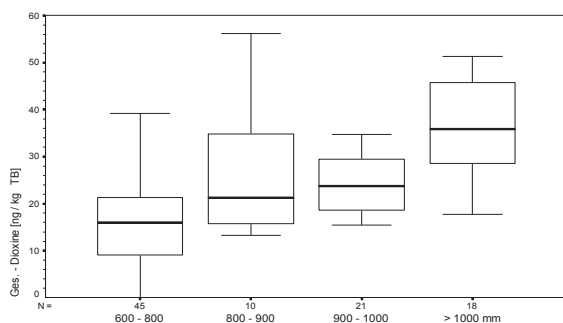
Polychlorierte Dibenzodioxine



Polychlorierte Dibenzofurane



Waldoberböden



Landwirtschaftlich genutzte Oberböden (ohne Auengebiete)

Abb. 79 Gesamt-Dioxin-/Furan-Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen (Angaben in ng/kg)

der landwirtschaftlichen Nutzflächen etwas günstiger als bei den Waldböden. Faktoren wie unterschiedlicher Baumbestand, die Mächtigkeit der organischen Auflagehorizonte, sowie eine höhere Auskämmwirkung gegenüber Nebelniederschlägen, dürften den Eintrag und damit den Gehalt in den mineralischen Waldoberböden beeinflussen. In landwirtschaftlich genutzten Böden fehlen diese Einflüsse, wodurch die Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge vermutlich klarer hervortritt.

Auffallend ist ferner, dass bei beiden Nutzungsklassen die Furane enger mit dem Niederschlag korrelieren als die Dioxine.

In Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) korreliert das I-TEq bei der linearen Regression mit $r=0,73$ ($n=93$) sehr hoch signifikant. Nach dieser Gleichung nimmt der mittlere Gesamtgehalt in Böden der LNF von 0,3 ng I-TEq/kg auf 1,1 ng I-TEq/kg zu, wenn die jährliche Niederschlagsmenge von 700 mm auf 1000 mm ansteigt. Dies entspricht einem fast 4-fachen Anstieg. Der mittlere OCDD-Gehalt nimmt dabei von 10 auf 28 ng/kg zu, der des OCDF von 2 auf 9 ng/kg.

Die Waldböden enthalten im Durchschnitt erheblich höhere PCDD/F-Gehalte als die Böden der LNF, der durch den Niederschlag verursachte Anstieg ist aber geringer. Beim I-TEq ist die lineare Regressionsgleichung mit $r=0,43$ schwächer als bei den LNF abgesichert, dennoch wird bei einer Fallzahl von $n=67$ eine Irrtumswahrscheinlichkeit von unter 0,1% erreicht. Damit besteht auch bei den Waldböden ein gesicherter Zusammenhang zwischen Niederschlagshöhe und PCDD/F-Belastung. Bei 700 mm jährlichem Niederschlag beträgt das mittlere I-TEq 4,3 ng/kg. Bei einer um 300 mm höheren jährlichen Niederschlagsmenge sind mittlere Gehalte von 9,1 ng I-TEq/kg zu erwarten. In dieser Spanne steigt der mittlere OCDD-Gehalt der Waldböden von 46 auf 84 ng/kg. Stärker noch nimmt der mittlere OCDF-Gehalt von 16 auf 53 ng/kg zu. Ein vergleichbares Verhalten zeigen die Gesamtheiten der PCDD- und PCDF-Verbindungen. Dies bedeutet, dass bei steigendem Niederschlag das PCDD/PCDF-Verhältnis sich leicht zu Gunsten der PCDF-Verbindungen verschiebt.

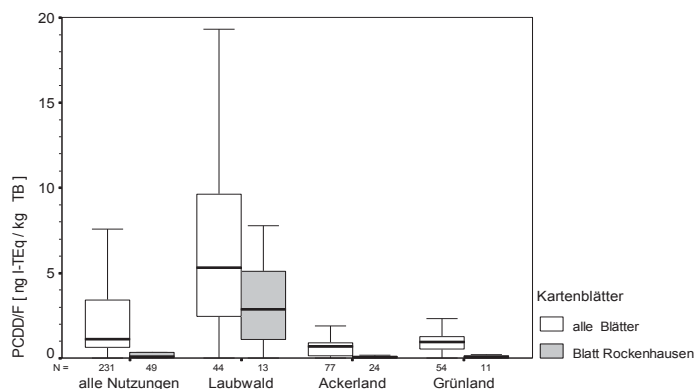


Abb. 80 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

Da eine gleichmäßige räumliche Verteilung der Probenahmestellen auf der Landesfläche nicht gegeben ist, können regionale Besonderheiten einen nicht erkennbaren Einfluss auf die Auswertung nehmen. Dennoch sind die bislang vorliegende Ergebnisse als deutlicher Hinweis zu werten, dass nasse Depositionen einen bedeutsamen Transportpfad für PCDD/F in die Böden darstellen.

Auch unter Berücksichtigung der relativ geringen jährlichen Niederschläge sind die PCDD/F-Gehalte der Böden, wie bei den PAK und PCB, im Untersuchungsraum bei allen Bodennutzungen gering. Nutzungsunabhängig liegt der Median in den Oberböden des Untersuchungsraums bei lediglich 0,1 ng I-TEQ/kg und das 90. Perzentil bei 4,1 ng I-TEQ/kg. Erstmals konnte bei 5 Standorten keines der untersuchten Kongenere nachgewiesen werden. Konzentrationen über 4 ng I-TEQ/kg wurden nur in Waldoberböden gefunden.

Die räumliche Verteilung der PCDD/F-Gehalte ist im Untersuchungsraum gleichmäßig und unauffällig (siehe Kartenanlage). Lediglich eine leichte Häufung überdurchschnittlicher Gehalte ist in den Waldböden der Umgebung des Stahlbergs zu beobachten. Besondere Belastungsschwerpunkte sind nicht zu erkennen.

Wie in allen Untersuchungsgebieten sind die höchsten PCDD/F-Gehalte zwar in den Waldoberböden zu finden, ihr mittlerer Gehalt liegt mit durchschnittlich 2,9 ng I-TEQ/kg allerdings um fast 50% niedriger als in der Gesamtheit der bislang untersuchten Oberböden der Laubwälder. Das 90. Perzentil liegt mit 6,6 ng I-TEQ/kg sogar um ca. 60% niedriger. Die Werte streuen im weiten Bereich von nicht nachweisbar bis 7,8 ng I-TEQ/kg, so dass selbst der Maximalwert noch innerhalb der statistischen Ausreißergrenze liegt. Der im Untersuchungsraum festgestellte Maximalwert erreicht jedoch nicht das landesweite 75. Perzentil für Waldoberböden und liegt sogar noch unter dem Mittelwert der Waldböden in den Projektgebieten Kisselbach und Westerburg (HAUENSTEIN 2000, 2003). Infolge der erheblichen Streuung der Werte kann ein charakteristischer Hintergrundgehalt für die Waldoberböden im Untersuchungsraum zwar nicht abgeleitet werden, jedoch sind die PCDD/F-Gesamtgehalte insgesamt gering. Dies zeigen auch die Summen der Dioxin- und Furan-Verbindungen, die mit durchschnittlich 43 ng Σ -PCDD/kg und 32 ng Σ -PCDF/kg jeweils nur etwa die Hälfte des Landesmittelwerts erreichen. Das mittlere D/F-Verhältnis ist mit 1,4 geringfügig höher als im Landesdurchschnitt, d.h. dass der relative Dioxin-Anteil in den Waldböden des Untersuchungsraums etwas höher ist. Aufgrund der geringen Gehalte konnte das besonders toxische 2,3,7,8-TCDD selbst in den Waldoberböden praktisch nicht nachgewiesen werden. Lediglich in dem Waldboden mit dem höchsten Gesamtgehalt von 7,8 ng I-TEQ/kg konnten Spuren von 0,3 ng/kg gefunden werden. Auch in anderen Untersuchungsräumen war 2,3,7,8-TCDD erst bei einer Gesamtbelastung von etwa 5 bis 7 ng I-TEQ/kg nachzuweisen.

Tab. 74 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in ng I-TEq/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	231	5	0,6	1,1	3,4	8,2	7,5
	6312	49	5	<0,1	0,1	0,5	4,1	0,8
alle Waldarten	RP	72	1	2,7	5,2	9,5	14,9	19,3
	6312	13	1	0,9	2,9	5,1	6,6	7,8
Laubwald	RP	44	1	2,5	5,4	9,6	17,2	19,3
	6312	13	1	0,9	2,9	5,1	6,6	7,8
Ackerland	RP	77	3	0,2	0,7	0,9	1,6	1,9
	6312	24	3	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,2
Grünland	RP	54	1	0,5	1,0	1,3	2,1	2,3
	6312	11	1	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,2

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Es ist davon auszugehen, dass die Gehalte in den nicht untersuchten Humusaufgaben deutlich über den der Waldoberböden liegen. Nach Angaben aus Baden-Württemberg und Bayern ist in der organischen Auflage mit etwa 4 bis 10-fach höheren Konzentrationen zu rechnen.

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

Die PCDD/F-Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden liegen bei allen statistischen Kennwerten noch deutlicher unter den Landeswerten. Sowohl bei den Acker- als auch bei den Grünlandboden wurde ein mittleres Toxizitätsäquivalent von nur 0,1 ng I-TEq/kg berechnet. Auch das 90. Perzentil und die Ausreißergrenze belegen bei beiden Bodennutzungen die ungewöhnlich geringen Gehalte. Sie liegen mit 0,2 ng I-TEq/kg weit unterhalb der landesweiten Mittelwerte. Lediglich in 2 Ackerstandorten wurden mehr als 0,2 ng I-TEq/kg festgestellt.

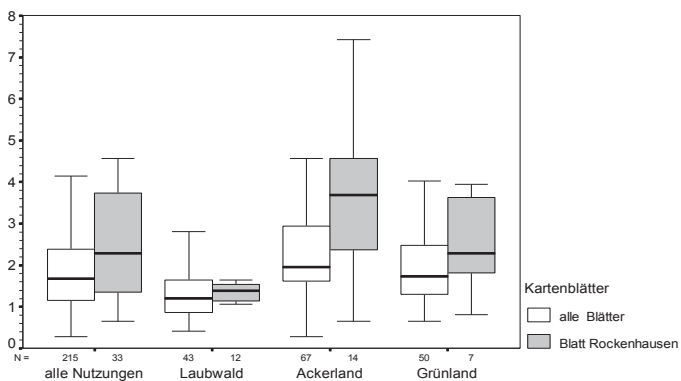


Abb. 81 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung

Tab. 75 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)								
								Angaben in ng/kg
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	231	0	18,5	32	72	157	133
	6312	49	0	5,5	13	21	67	43
alle Waldarten	RP	72	0	43,3	83	145	199	283
	6312	13	0	17,2	43	68	100	82
Laubwald	RP	44	0	44,2	85	151	210	283
	6312	13	0	17,2	43	68	100	82
Ackerland	RP	77	0	13,5	19	29	46	46
	6312	24	0	6,9	10	15	193	21
Grünland	RP	54	0	18,8	28	45	72	74
	6312	11	0	4,4	7	19	24	28

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Als Absolutgehalt sind in den Ackerböden des Untersuchungsgebiets durchschnittlich 10 ng Σ -PCDD/kg und 2 ng Σ -PCDF/kg zu finden. Bei den Dioxinen sind dies nur 50%, bei den Furanen knapp 20% des Landesdurchschnitts. Daraus ergibt sich ein ungewöhnlich hohes mittleres D/F-Verhältnis von 3,7. Auch in anderen Landesteilen liegt das D/F-Verhältnis der Ackerböden in der Regel deutlich über dem der Waldböden. Ein Grund dürfte in den vergleichsweise günstigen Abbaubedingungen in den Ackerböden zu suchen sein, da Furane besser abbaubar sind (siehe oben). Das erstaunlich hohe Verhältnis kann aber durch die extrem geringen Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze beeinflusst sein, so dass er nicht überinterpretiert werden darf.

Die Grünlandböden enthalten im Mittel 7 ng Σ -PCDD/kg und 3 ng Σ -PCDF/kg. Auch hier liegt das mittlere D/F-Verhältnis mit 2,3 deutlich über dem Landesdurchschnitt, wobei aufgrund der geringen Fallzahl für diesen Untersuchungsraum keine gesicherte Aussage getroffen werden kann. Dennoch zeigt sich der Trend, dass insbesondere die Belastung durch Furane außergewöhnlich gering ist.

Hochwasser führen zumindest im Untersuchungsraum nicht zu erhöhten PCDD/F-Gehalten. An keinem der untersuchten Auenstandorte wurden Konzentrationen über dem nutzungsspezifischen Mittelwert festgestellt.

Tab. 76 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)								
								Angaben in ng/kg
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	231	0	10,3	21	46	116	96
	6312	49	0	<0,3	3	14	44	32
alle Waldarten	RP	72	0	34,9	69	132	213	257
	6312	13	0	14,0	32	50	72	75
Laubwald	RP	44	0	33,3	64	138	262	257
	6312	13	0	14,0	32	50	72	75
Ackerland	RP	77	0	3,7	11	15	24	32
	6312	24	0	<0,3	2	4	14	9
Grünland	RP	54	0	10,4	16	28	36	46
	6312	11	0	<0,3	3	5	12	10

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Abgesehen von einem höher belasteten Ackerboden konnte in keinem der landwirtschaftlich genutzten Böden der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD, nachgewiesen werden. Der Nachweis des ebenfalls vergleichsweise toxischen Dioxins mit 5 substituierten Chloratomen (Pentachlor-di-benzop-dioxin) gelang in keinem dieser Böden. Im Gegensatz zu den übrigen Berichten ist nicht das OctaCDF die wichtigste Furan-Verbindung, sondern das 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF. Diese Verbindung war in fast 60% der landwirtschaftlich genutzten Böden in messbaren Konzentrationen vorhanden, während dies beim OctaCDF bei weniger als 20% der Fall war. Dies zeigt zwar ein abweichendes PCDD/F-Profil, jedoch sind die mittleren 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF-Gehalte mit 2,2 ng/kg ebenfalls niedriger als im Landesdurchschnitt (3,5 ng/kg).

Die Daten aus benachbarten Bundesländer (LABO 2003) zeigen, dass die in diesem Bericht gefundenen Werte selbst für ländliche Regionen gering sind.

In der BBodSchV (1999) sind für die PCDD/F weder Vorsorge- noch Prüfwerte angegeben. Der strengste Maßnahmenwert gilt mit 100 ng I-TEq/kg für Kinderspielflächen. Dieser Wert wird in allen untersuchten Oberböden nicht annähernd erreicht. Der orientierende Sanierungswert (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) von 10 ng I-TEq/kg wird ebenfalls immer unterschritten. Daher ist an keinem der untersuchten Standorte eine Einschränkung der multifunktionellen Nutzung durch diese Schadstoffgruppe gegeben.

4.4. Radionuklide (MATTHIAS HAUENSTEIN & PETER BAHRMANN)

Künstliche Radionuklide gelangten in erster Linie durch die 428 registrierten oberirdischen Kernwaffenexplosionen zwischen 1945 und 1980 (LITZ und SATTELMACHER IN BLUME 2004) sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986 in die Böden. Während die künstlichen Nuklide ¹²⁵Antimon (¹²⁵Sb), ¹³⁴Cäsium (¹³⁴Cs) und ⁶⁰Kobalt (⁶⁰Co) Halbwertszeiten zwischen 2 und 5 Jahren aufweisen und daher schon weitgehend zerfallen sind, beträgt die Halbwertszeit bei ¹³⁷Cäsium (¹³⁷Cs) und ⁹⁰Strontium (⁹⁰Sr) etwa 30 Jahre. ⁹⁰Sr stammt in erster Linie aus den zahlreichen oberirdischen Kernwaffenversuchen und ist als Altbelastung anzusehen. Der ¹³⁷Cs-Gehalt wurde hingegen durch die 1986 hinzugekommenen Anteile um etwa das 8-fache erhöht (BUNZL, in BLUME et al. 1996). Dieses Radionuklid wird noch über Jahre im Boden nachweisbar bleiben. Das ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs-Verhältnis betrug zum Zeitpunkt der Tschernobyl-Katastrophe 2,1:1. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte ¹³¹Jod, das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt.

Die Radionuklid-Immissionen waren in Mitteleuropa regional sehr unterschiedlich. Der Eintrag wurde hauptsächlich von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt. In Oberbayern wurden im Mai 1986 um etwa 7,5fach höhere ¹³⁷Cs-Gehalte festgestellt als in Unterfranken (LBP 1997). In den landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns schwankt der Gehalt zwischen 7 und 330 Bq ¹³⁷Cs/kg (Median 29 Bq ¹³⁷Cs/kg) (LBP 1997). Die auf die Kernwaffenversuche zurückgehende Hintergrundbelastung wird dabei auf 2-9 Bq ¹³⁷Cs/kg geschätzt. Radiocäsium ist sehr immobil, so dass eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997, 2000). ¹³⁷Cs wird in erster Linie an Tonminerale gebunden und nur zu einem geringen Teil durch die Anlagerung an organische Substanz immobilisiert (BUNZL, in BLUME et al. 1996, LITZ & SATTELMACHER, in BLUME 1990, LBP 2000). Cäsium, gleich ob es sich um das stabile ¹³³Cs oder um radioaktive Isotope handelt, hat für Pflanzen keine bekannte

physiologische Funktion. Dennoch wird es in Konkurrenz zum chemisch sehr ähnlichen Kalium von Pflanzen aufgenommen. Höhere Säugetiere sowie der Mensch scheiden Cs nach ca. 70 Tagen über den Stoffwechsel wieder aus. (SAHR 2003).

Die Nuklide ^{60}Co , ^{134}Cs und ^{125}Sb lagen in den Böden des Untersuchungsgebietes auch bei langer Messzeit immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. ^{137}Cs hingegen war in allen organischen Auflagen und annähernd allen Oberböden nachweisbar.

Zur Vergleichbarkeit werden alle Daten der Bodenzustandsberichte auf das Datum 01.01.1997 normiert. Theoretisch ist die ^{137}Cs -Belastung seit der Katastrophe von Tschernobyl um etwa 25% zurückgegangen. Dabei wird aber vorausgesetzt, dass seit 1986 weder eine vertikale Verlagerung des ^{137}Cs noch eine Umlagerung des Bodenmaterials stattgefunden hat. Gerade durch Pflügen erfolgte die Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz. Von den bislang 1772 auf Radionuklide untersuchten Böden stammen 153 aus dem Untersuchungsraum.

Neben der organischen Auflage werden alle Mineralbodenhorizonte untersucht, die in einer Tiefe von mindestens 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. Die Umgebung von Rockenhausen zählt dank der in diesem Zeitraum zufälligerweise vergleichsweise geringen Niederschläge zu den durch künstliche Radionuklide minder betroffenen Regionen.

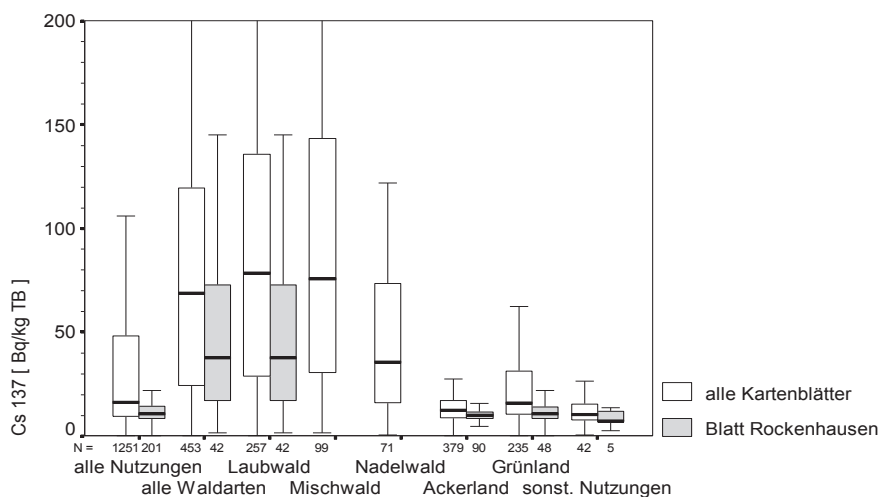


Abb. 82 ^{137}Cs im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Die Ackerböden enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 11 Bq ¹³⁷Cs/kg und die Ausreißergrenze befindet sich bei 16 Bq ¹³⁷Cs/kg. Aufgrund der typischen Bearbeitungstiefe von 30 cm sind diese Werte praktisch identisch mit den gewichteten Gehalten. Die mittlere Belastung liegt damit ca. 15 bis 20% unter dem Landesdurchschnitt. Flächenhaft niedrigere ¹³⁷Cs-Aktivitäten wurden in Ackerböden bislang nur im Oberrheinischen Tiefland festgestellt. Im Raum Mainz enthalten sie im Mittel 8 Bq ¹³⁷Cs/kg und um Bad Dürkheim 6 Bq ¹³⁷Cs/kg. In der Umgebung von Pirmasens liegt der Durchschnittswert für Ackerböden mit 28 Bq ¹³⁷Cs/kg hingegen fast um das 3-fache höher.

Da Grünlandböden in der Regel mehr als einen Horizont innerhalb der oberen 30 cm des Mineralbodens besitzen und ¹³⁷Cs nur gering mobil ist, enthält ihr oberster Mineralbodenhorizont etwas höhere ¹³⁷Cs-Gehalte als die Ackerböden. Jedoch gleicht die ¹³⁷Cs-Belastung für die gesamten oberen 30 cm der Grünlandböden denen der Ackerböden. Die auf 30 cm gewichteten Gehalte sind sowohl beim Mittelwert als auch bei der Streuung annähernd identisch. Mit 11 Bq ¹³⁷Cs/kg enthalten sie im Mittel fast 40% weniger ¹³⁷Cs als im landesweiten Durchschnitt. Der regionale Mittelwert entspricht dem landesweiten 25. Perzentil (siehe Tab. XX2).

Dass die Grünlandböden aus dem Untersuchungsraum im Vergleich zu den landesweiten Daten noch besser abschneiden als die Ackerböden, liegt in der unterschiedlichen Herkunft der Proben begründet. Im landesweiten Datenbestand ist der Anteil der Grünlandböden aus höher belasteten Regionen größer als bei den Ackerböden.

Die höchste ¹³⁷Cs-Aktivität ist wie in allen Gebieten in der Humusaufgabe und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden. Im Mittel enthalten die organischen Auflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum 41 und ihre Oberböden 50 Bq ¹³⁷Cs/kg. Die Ausreißergrenzen befinden sich bei nur 92 bzw. 88 Bq ¹³⁷Cs/kg. Wie schon bei den landwirtschaftlich genutzten Böden unterschreiten diese Werte erheblich den Landesdurchschnitt. Der Mittelwert der organischen Auflagen liegt um 60%, jener der Laubwaldoberböden um 40% unter den landesweit geltenden Werten.

Zwar liegt der mittlere Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont etwa um das 5-fache über dem der Ackerböden, jedoch sind diese verhältnismäßig hohen Gehalte nur in den obersten Zentimeter der

Tab. 77 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	1772	7	10,1	22,3	56,1	113,3	124,9
	6312	153	1	9,7	11,8	15,7	62,9	21,0
alle Waldarten	RP	652	1	31,4	70,4	115,5	173,3	233,9
	6312	37	0	27,7	50,3	75,8	87,8	145,1
Laubwald	RP	334	0	45,6	84,9	137,6	192,4	271,5
	6312	34	0	28,0	51,3	75,0	90,6	145,1
Ackerland	RP	502	2	8,4	13,1	19,5	28,8	36,1
	6312	71	0	9,0	10,5	12,4	14,5	15,9
Grünland	RP	355	1	13,5	24,5	38,3	53,8	73,0
	6312	35	1	10,1	12,1	14,4	16,7	18,4

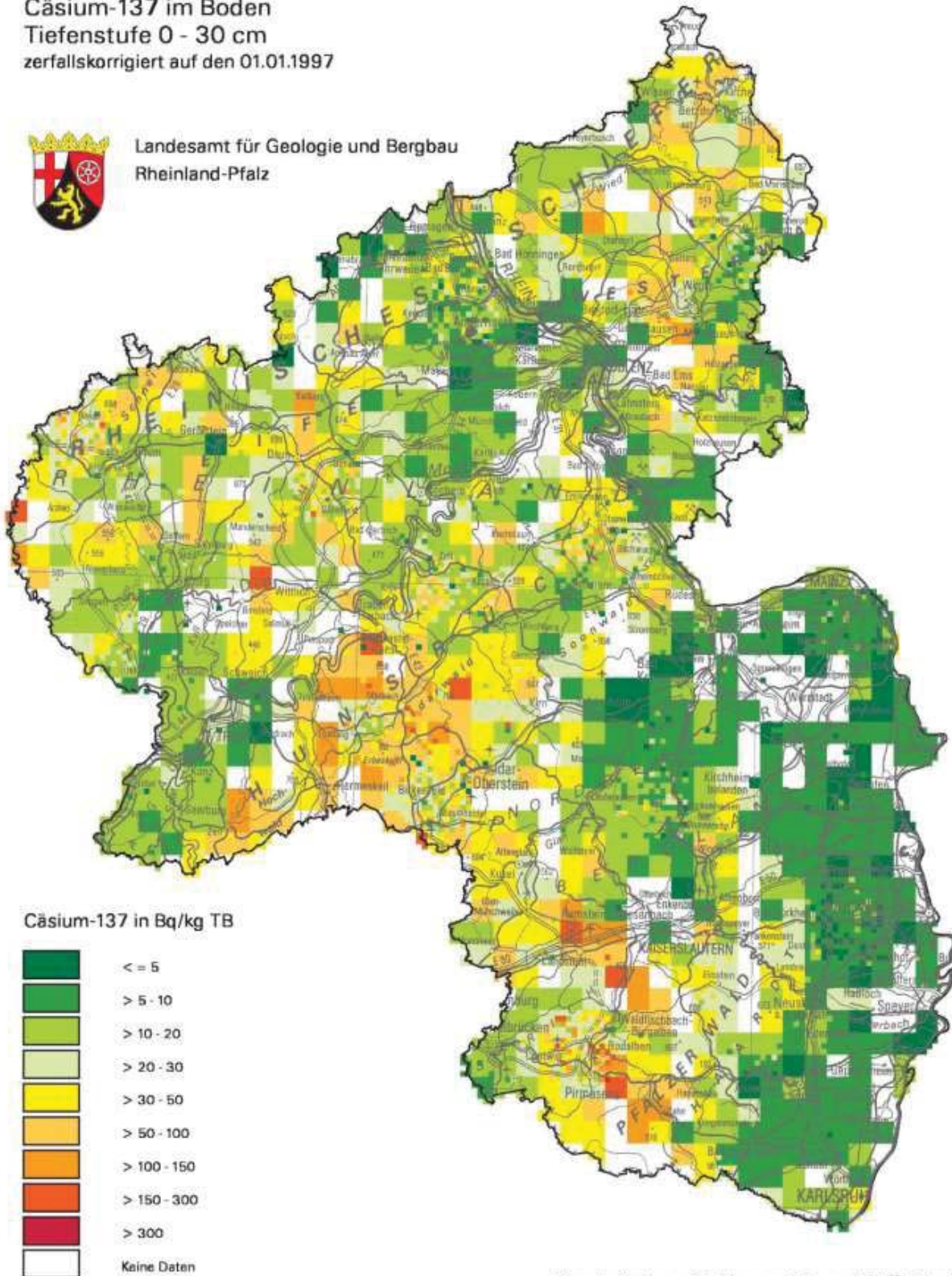
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

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

Tab. 78 Gewichteter ¹³⁷Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung

Oberboden				Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997				
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1725	0	8,0	13,4	23,9	36,1	47,6
	6312	150	0	8,5	10,8	13,2	15,9	18,8
alle Waldarten	RP	615	0	9,0	15,8	30,3	52,5	62,0
	6312	36	0	8,7	12,0	19,1	25,5	29,6
Laubwald	RP	316	0	12,4	20,3	32,1	53,1	60,8
	6312	33	0	8,9	12,2	20,4	25,6	29,6
Ackerland	RP	504	0	7,9	12,0	18,2	26,0	32,3
	6312	71	0	8,7	10,4	11,7	14,0	15,9
Grünland	RP	351	0	10,7	16,8	25,7	33,1	46,0
	6312	33	0	8,1	10,5	13,2	14,7	18,8

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

Waldböden zu finden. Unterhalb davon nehmen die ¹³⁷Cs-Gehalte rapide ab. Dass die Gesamtbelastung in den oberen 30 cm der Waldböden nicht erheblich höher ist als in den landwirtschaftlich genutzten Böden, lässt sich anhand der gewichteten Gehalte belegen. Mit durchschnittlich 12 Bq ¹³⁷Cs/kg wird der Mittelwert der landwirtschaftlich genutzten Böden nur unwesentlich überschritten. Allerdings streuen die ¹³⁷Cs-Gehalte in ihnen stärker, so dass die Ausreißergrenze fast doppelt so hoch wie in den Ackerböden liegt.

Wie schon beim Bodenzustandsbericht Westerbürg (HAUENSTEIN 2003) beobachtet enthalten insbesondere die organischen Auflagen der Laubwälder in der Mehrheit mittlerweile weniger Radiocäsium als der folgende Mineralbodenhorizont. Auf Blatt Rockenhausen wurde dies bei über 60% der untersuchten Laubwaldböden festgestellt. Im Mittel ist im obersten Mineralbodenhorizont etwa 30% mehr ¹³⁷Cs als in ihrer Humusaufgabe zu finden. Allerdings schwankt das Verhältnis zwischen beiden Horizonten in einem sehr weiten Bereich. Der Trend ist dennoch eindeutig, dass insbesondere in Laubwäldern das ¹³⁷Cs schneller als in Misch- oder Nadelwäldern aus der Humusaufgabe in die obersten Zentimeter des Mineralbodens gelangt. Die besser abbaubaren Pflanzenrückstände haben zur Folge, dass zum einen ihre Humusaufgabe und damit auch die „Filterschicht“ geringmächtiger ist und zum anderen, dass durch

Tab. 79 ¹³⁷Cäsium in der organischen Auflage

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 Waldarten	RP	545	1	74,5	167,1	287,9	427,1	604,3
	6312	33	0	27,2	42,1	62,4	89,8	108,2
Laubwald	RP	250	1	49,1	108,4	223,8	355,3	485,5
	6312	32	0	26,5	40,6	59,9	91,9	108,2

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6312= Blatt 6312 Rockenhausen

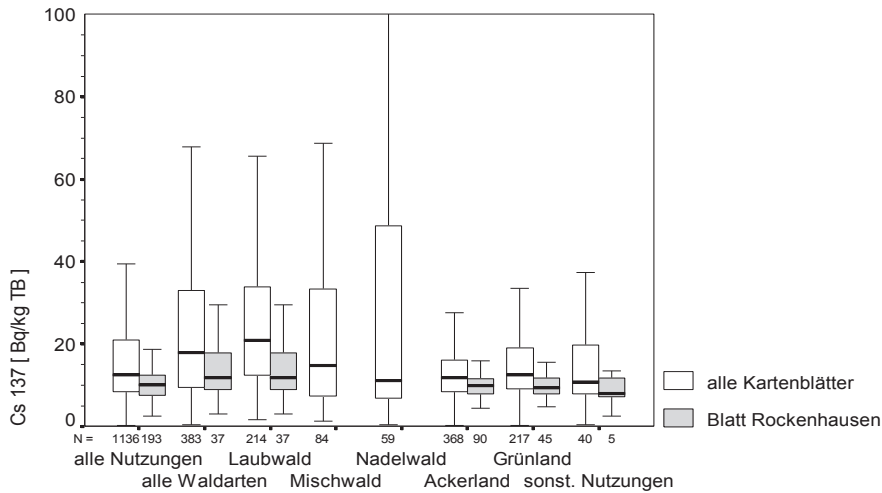


Abb. 83 Gewichteter ¹³⁷Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

eine schnellere Mineralisierung gebundenes Radiocäsium wieder freigesetzt wird. Einen gewissen Einfluss mag auch die flächenhaft vorgenommene Bodenschutzkalkung haben, da sie die Mineralisierung beschleunigt. Zudem sind auch Austauschprozesse, die Cäsium aus der Humusaufgabe verdrängen, denkbar. Eine darüber hinausgehende nennenswerte Migration dieses Radionuklids in größere Tiefen ist allerdings nicht zu beobachten. Dies erklärt auch die großen Unterschiede zwischen dem Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont und den auf 30 cm gewichteten Gehalten.

Aufgrund der geringen vertikalen Verlagerungsgeschwindigkeit ist eine Grundwasserbelastung in der Regel nicht zu erwarten. Bis es in größere Tiefen gelangt, dürfte dieses Isotop zum stabilen Isotop ¹³⁷Ba zerfallen sein.

Trotz der insgesamt sehr günstigen Situation im Untersuchungsraum ist die ¹³⁷Cs-Belastung in der organischen Auflage und den obersten Zentimetern des Mineralbodens nicht unproblematisch, da in diesem

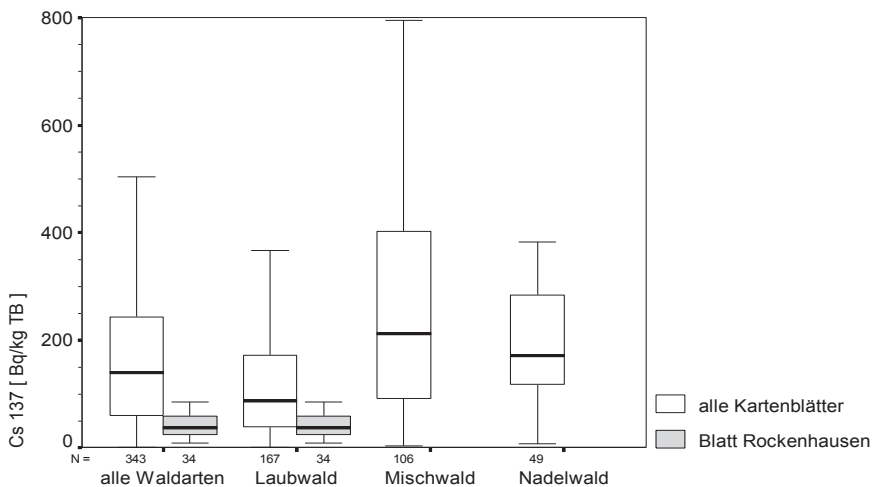


Abb. 84 ¹³⁷Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Bereich die Krautschicht wurzelt. Dies erklärt die überdurchschnittliche Radiocäsiumbelastung, die teilweise heute noch u.a. in Pilzen, Farnen und Moosen sowie Waldtieren festzustellen ist.

4.4.1. Bewertung mit Dosisleistungskoeffizienten (PETER BAHRMANN)

Die Messwerte der einzelnen Nuklide wurden mit ihren Dosisleistungskoeffizienten und einem Umrechnungsfaktor (360) multipliziert (siehe 3.2.5.1.). Dies bietet die Möglichkeit, die absoluten Messwerte der Gamma-Spektrometrie zu vergleichen und die Wirkung der Radionuklide einschließlich ihrer möglichen Tochternuklide auf den Menschen abzuschätzen. Die berechneten Werte sind in mSv/Jahr (Milli-Sievert) angegeben.

Es ist klar zu erkennen, dass der Hauptanteil der vom Boden ausgehenden und auf den Menschen wirkenden Strahlenbelastung durch die natürlichen Isotope ²²⁸Ac, einem Tochternuklid von ²³²Th, und ⁴⁰K hervorgerufen wird. Im obersten Mineralbodenhorizont der Wälder hat das künstliche Radionuklid ¹³⁷Cs ebenfalls noch einen merklichen Anteil, während es bei den übrigen Nutzungen mittlerweile vernachlässigbar ist.

Für Deutschland wird eine natürliche mittlere Strahlenexposition von 2,4 mSv/Jahr angegeben (LITZ & SATTELMACHER, in BLUME 2004). Das rheinland-pfälzische Umgebungsüberwachungsprogramm für Kernkraftwerke ermittelte eher geringere langfristige Ortsdosisleistungen, wobei aufgrund der unterschiedlichen Messanordnungen, die in diesem Bericht für Böden hochgerechneten Dosisleistungen sich nicht unmittelbar mit den Messwerten des Überwachungsprogramms vergleichen lassen. Für Personen, die in kerntechnischen Einrichtungen arbeiten, ist laut Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) eine Jahresdosis bis 50 mSv/Jahr zulässig. Für die Oberböden des Untersuchungsraums errechnet sich ein Mittelwert von 1,2 mS ²²⁸Ac/Jahr und 1,0 mS ⁴⁰K/Jahr. Dies bedeutet, dass die Summe beider Radionuklide fast die mittlere natürliche Strahlenexposition für Deutschland erreicht. Gesicherte nutzungsbedingte Unterschiede bestehen bei diesen natürlichen Radionukliden nicht. Durch den Einsatz von Kaliumdünger wäre gerade in Ackerböden eine leicht erhöhte ⁴⁰K-Dosisleistung denkbar. Dies ist aber nicht eindeutig belegbar.

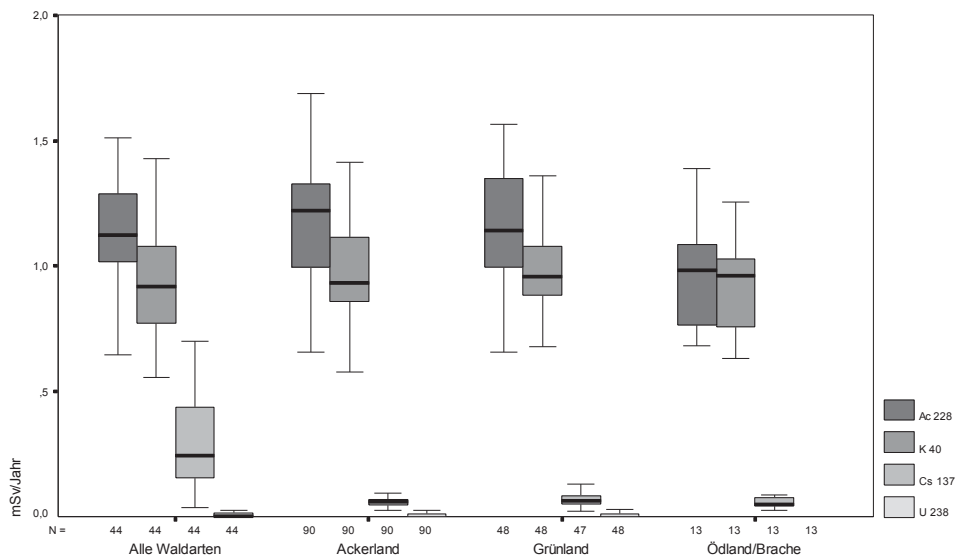


Abb. 85 Gamma-Dosisleistung der Radionuklide im obersten Mineralbodenhorizont (**Blatt 6312 Rockenhausen**), gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

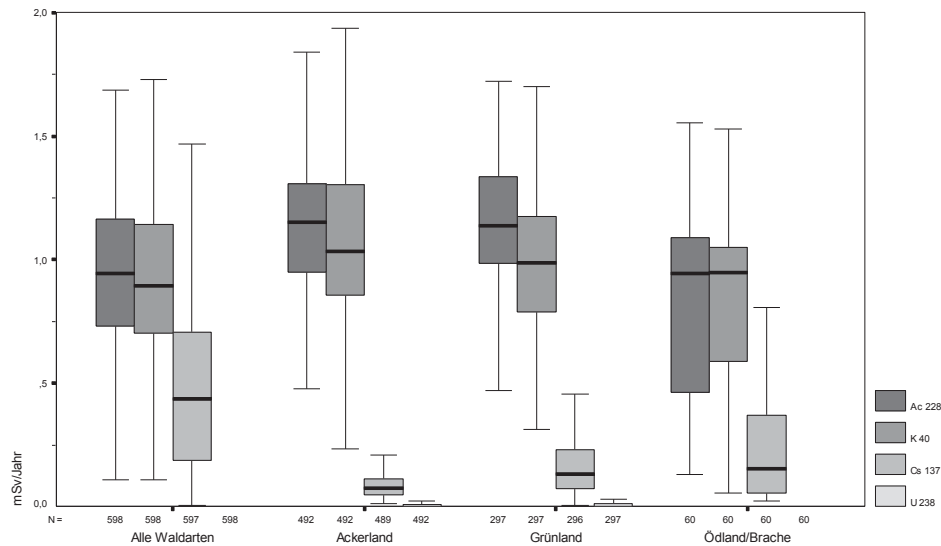


Abb. 86 Gamma-Dosisleistung der Radionuklide im obersten Mineralbodenhorizont (**Rheinland-Pfalz**), gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Zumindest beim natürlichen Isotop ^{228}Ac scheint eine gewisse Abhängigkeit vom Substrat zu bestehen. Der höchste Mittelwert wurde mit 1,3 mS $^{228}\text{Ac}/\text{Jahr}$ in den Pelit-reichen Oberböden festgestellt. In Sandstein-reichen Oberböden liegt der landesweite Durchschnittswert hingegen mit 0,7 mS $^{228}\text{Ac}/\text{Jahr}$ fast um die Hälfte niedriger.

Die mittlere jährliche Dosisleistung von ^{137}Cs beträgt in den Waldoberböden des Untersuchungsraums etwa 0,24 mSv/Jahr und schwankt in einem typischen Bereich von 0,06 bis 0,7 mSv/Jahr. Der Mittelwert entspricht damit etwa einem Zehntel der natürlichen mittleren Strahlenexposition. Die mittlere Dosisleistung in landwirtschaftlich genutzten Böden liegt im Untersuchungsraum etwa 70% niedriger. Ferner ist zu berücksichtigen, dass diese Angabe sich auf den zerfallskorrigierten Wert (01.01.1997) bezieht. Die tatsächliche Strahlenbelastung durch ^{137}Cs ist bis heute weiter gesunken.

Die im Saar-Nahe-Becken an einigen Stellen anzutreffende und auch für die Gegend um Rockenhausen vermutete Mineralisation von Uranerzen (MEISEL 1985, RÉE & EMMERMANN 1974) kann anhand der Messwerte für die Isotope aus der Uran-Zerfallsreihe nicht belegt werden.

Schriftenverzeichnis

- ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt.- 382 S.; Heidelberg (Spektrum).
 AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung.- 319 S., 4.Aufl.; Stuttgart (Ulmer).
 ARNDT, H. & REIS, O.M. & SCHWAGER, A. (1920): Übersicht der Mineralien und Gesteine der Rheinland-Pfalz.- Sonderabdr. Geognost. J.-Hefte 1918/19, 262. S.; München (Piloty & Loehle).
 ATZBACH, (1984): Geologische Karte von Rheinland-Pfalz 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 6212 Meisenheim, 101 S.
 BACHMANN, G. & OLTMANN, J. & KONIETZKA, R. & SCHNEIDER, K. (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten.- Umweltbundesamt [Hrsg.]; Berlin (Schmidt).

- BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S.; Weinheim (VCH).
- BECKER, K. (1978): Quecksilberbergbau im oberen Nahegebiet.- In: Zur Geschichte des Bergbaus an der oberen Nahe.- BRANDT H.-P. [Hrsg.], S. 75-81; Idar-Oberstein (Charivari).
- 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 (ecomед).
- BLUME, H.P. & FELIX-HENNINGSEN, P. & FISCHER, W.R. & FREDE, H.G. & HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.] (1996): Handbuch der Bodenkunde.- Losebl.-Ausg.; Landsberg/Lech (ecomед).
- 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.
- CHRISTEN, H.R. (1985): Grundlagen der organischen Chemie.- 6. Aufl., 1158 S.; Frankfurt a.M, Aarau (Salle, Sauerländer).
- CLAUß, G. & EBNER, H. (1979): Grundlagen der Statistik.- 530 S.; Frankfurt a.M. (Harri Deutsch).
- CRÖßMANN, G. & LIPHARD, K.G. & EUSTERMANN, K. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen, Bd. 2 Untersuchungsergebnisse.- 69 S.; Essen (Kommunalverband Ruhrgebiet).
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).
- EULER, S. (1999): Ehemaliger Quecksilbererzbergbau an Beispielen des Nordpfälzer Berglandes: Hydrogeologie, chemische Beschaffenheit der Wässer und umweltgeologische Bewertung.- Dipl.-Arb., Justus-Liebig-Univ. Gießen, 73 S.; Gießen.
- FAUTH, H. & HINDEL, R. (1979): Geochemische Prospektion im Linksrheinischen Schiefergebirge.- Ber. 72, Geowiss. Gemein.-Aufg., 51 S., 4 Anl.; Hannover.
- FAUTH, H. & HINDEL, R. & SIEWERS, U. & ZINNER, J. (1985): Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland, Verteilung von Schwermetallen in Wässer und Bachsedimenten.- 79 S.; Hannover.
- 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).
- GRYSCHKO, R. & KUHNLE, R. & TERYTZE, K. (2000): Methodenevaluierung zur Extraktion von mobilen Spurenelementen mit 1 molarer NH₄NO₃-Lösung nach DIN 19730.- 61 S., Stuttgart (Grauer).
- HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden.- Bayreuther Bodenkdl. Ber., **44**: 117 S.; Bayreuth.
- HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1996): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz.- 286 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

- HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1998): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6015 Mainz.- 128 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2000): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 5911 Kisselbach.- 163 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2001): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6711 Pirmasens-Nord.- 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).
- HEIN, H. & SCHWEDT, G. (1992): Richt- und Grenzwerte, Wasser-Boden-Abfall-Chemikalien-Luft.- 3. Aufl., Losebl. Ausg.; Würzburg (Vogel).
- HINZMANN, S. (1992): Mineralogie und Geochemie von Quecksilber in historischen Bergbaugebieten von Rheinland-Pfalz.- Mainzer naturwiss. Archiv: **30**:23-110; Mainz.
- HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden.- Bonner Bodenkdl. Abh., Bd. 2, 228 S. 30 Abb.; Bonn.
- & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität.- Z. Pflanzenern. Bodenkde., **158**:137-145; Weinheim (VCH).
- & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl_2 und NH_4NO_3 .- Z. Pflanzenern. Bodenkde. **158**:137-145; Weinheim (VCH).
- HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile.- Texte, **13/91**: 1-137, 25 Abb., 29 Tab.; Berlin (Umweltbundesamt).
- JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation.- GLA Fachber., **9**: 1-155; München (Bayerisches GLA).
- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen.- GLA Fachber., **12**: 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- JUBELT, R. (1978): Mineralien.- 2. Aufl., 258 S.; Stuttgart (Enke).
- 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.
- (1981): Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich / gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten?.- Mitt. forstl. B.-Versuchsanst., **1**: 241-246; Wien.
- KOZIOL, M. (1997): Die Umweltrelevanz von Schwermetallen in den historischen Bergbaugebieten des Nordpfälzer Berglandes.- Mainzer naturwiss. Archiv: **35**:15-17; Mainz.
- KOZIOL, M. & HOFMEISTER, W. (1997): Überblick über die Geschichte und den Forschungsstand in Bezug auf den Bergbau im Pfälzer Quecksilberdreieck.- Mainzer naturwiss. Archiv: **35**:3-10; Mainz.
- KOZIOL, M. & PLATEN, H. von (1997): Neue und alte Fakten zur Entstehung der Quecksilberlagerstätten im Nordpfälzer Bergland.- Mainzer naturwiss. Archiv: **35**:11-13; Mainz.
- KRASEL, G. & PESTEMER, G.W. (1991): Belastung der bodennahe Atmosphäre mit Pflanzenschutzmitteln.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 123-126; Oldenburg.
- KRÖMER, E. (1981): Geochemische Untersuchungen zur Verteilung von Quecksilber und Quecksilberverbindungen in Böden und Gesteinen.- Diss., 140 S.; Aachen (RWTH).

- 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).
- LIEDTKE, H. (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500000 (ÜK 500).- Forsch. dt. Landeskd. **222**:1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskd. Selbstverlag).
- MEISEL, S. (1987): Uranium Mineralization in Permian Volcanics and Conglomerates of the Donnersberg Area, Saar-Nahe Trough, Germany; in: FRIEDRICH, G. [Hrsg.]: Uranium Mineralization Proc. Of the Uranium Symp. Aachen 1985. Monogr. Ser. Mineral Deposits 27; Berlin, Stuttgart.
- 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).
- MÜLLER, U. & HENNINGS, V. & HORN, A. (1991): Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I**: 365-368.
- (1992): Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierten Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen.- Wasser und Boden, **9**: 571-576; Hamburg, Berlin (Parey).
- NORUSIS, M.J. (1994): SPSS 6.0 für Windows, Anwenderhandbuch für das Base System.- 527 S.; Chicago.
- OTTOW, J. (1991): Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 19-25; Oldenburg.
- PRÜEß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden.- 145 S.;Wendlingen (Grauer).
- (1994) : Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden.- In: ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz, 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.
- RÉE, C. & EMMERMANN, K.-H. (1974): Sedimentäre Uranvorkommen in Rheinland-Pfalz.- Mainzer geowiss. Mitt., **3**:81-94; Mainz.
- REIS, O.M. (1921): Erläuterungen zu dem Blatte Donnersberg – der Geognostischen Karte von Bayern .- Bayer. Staatsmini. Handel, Indust. Gewerbe [Hrsg.], 319 S.; München (Piloty & Loehle).
- RÖSLER, H.-J. (1981): Lehrbuch der Mineralogie.- 2.Aufl., 833 S.; Leipzig (VEB Deutscher Verlag Grundstoffindustrie).
- ROSENBERGER, W. (1971): Beschreibung rheinland-pfälzischer Bergamtsbezirke.- Bd. 3 Bergamtsbezirk Bad Kreuznach, Oberbergamt für das Saarland und Rheinland-Pfalz, 376 S.; Bad Marienberg (Riedel).
- ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.- Losebl.-Ausg.; Berlin (Schmidt).

- RUPPERT, H. (1994): Einfluß periglazialer Deckschichten auf die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 21-33; Berlin (Springer).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **2**: 1-97, 3 Abb., 89 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **5**: 49-73; München (Bayerisches GLA).
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik.- 6. Aufl., S.; Berlin (Springer).
- SAHR, T. M. (2003): Untersuchungen zur Transkriptionsänderung in Arabidopsis thaliana nach Cäsium- und Radiocäsium-Applikation.- Diss.; München.
- SCHÄFER, A. (1986): Die Sedimente des Oberkarbons und Unterrotliegenden im Saar-Nahe-Becken.- Mainzer geowiss. Mitt., **15**:239-365; Mainz.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde.- 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart (Enke).
- SCHINDLER, T. & POSCHMANN, M. (2001): Das Profil einer Pipeline-Trasse bei Odenbach und seine lithostratigraphischen Leithorizonte (Lauterecken-Formation, Unterperm; Saar-Nahe-Gebiet, SW-Deutschland).- Mainzer geowiss. Mitt., **30**: 91-104; Mainz.
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen.- 249 S.; Weinheim (VCH).
- SCHÖLER, H.F. & FÄRBER, H. (1994): Die Verlagerung von Pestiziden in landwirtschaftlich genutzten Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 69-77; Berlin (Springer).
- SCHUBERT, A. (1995): Verteilung von Schwermetallen auf Bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen.- In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg.]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 63-73; München.
- SCHÜLER, G. (1994): Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 30/94, 291 S.; Trippstadt.
- SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43 (1)**: 471-476; Göttingen.
- SEMMELE, A. (1985): Periglazialmorphologie.- Erträge Forsch. Bd. 231, 116 S., 58 Abb.; Darmstadt (Wiss. Buchgesell.).
- SLOTTA, R. (1983): Technische Denkmäler in der Bundesrepublik Deutschland; Der Metallerzbergbau.- Teil II, S. 1078-1100; Bochum (Deutsches Bergbau-Museum).
- SPUHLER, L. (1964): Der Bergbau in der Pfalz.- In: ALTER, W. [Hrsg.]: PfalzAtlas, Textbd. 1, S. 117-148; Speyer.
- STEBING, L. & PLATEN, H.v. & HOFMEISTER, W. & EMMERMANN, K.H. & HANEKE, J. (1995): Bindung und Mobilität ökotoxischer Metalle und Metalloide im Bereich von ehemaligen Quecksilber-Bergwerken im Nordpfälzer Bergland - Forsch.-vorhaben Mini. Umwelt. Rheinland-Pfalz.- 95 S.; Giessen & Mainz [unveröff.].
- STEBING, L. & VOGEL, A. & HAMMEL, W. (1996): Bindung und Mobilität ökotoxischer Metalle und Metalloide im Bereich von ehemaligen Quecksilber-Bergwerken im Nordpfälzer Bergland - Bestimmung der mobilen Fraktionen von Quecksilber, Arsen und Antimon in Böden mittels Ammoniumnitrat.- Forsch.-vorhaben Mini. Umwelt. Rheinland-Pfalz.- 46 S.; Giessen (Justus-Liebig- Univ.) [unveröff.].

- STRITTER, D. (1992): Quantifizierung der Quecksilber-, Arsen-, und Antimongehalte im Bereich des historischen Bergbaugesbietes Stahlberg.- Dipl.-Arb., Johannes Gutenberg-Univ., 107 S.; Mainz.
- 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. Bodenkde **156**: 1-10.
- THIELE, S. (1997): PAK in belasteten Böden: Untersuchung zur Charakterisierung, Optimierung und Prognose des mikrobiellen PAK-Abbaus sowie zur Abschätzung der für Pflanzen verfügbaren PAK-Fraktion.-Bonner Bodenkdl. Abh., **22**: 318 S..
- UHLIG, H. (1964): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 150 Mainz.- Geogr. L.-aufnahme 1:200000, 39 S.; Bad Godesberg (B.- anst. Landeskd. Raumforsch. Selbstverlag).
- WALLING, H. (2005): Der Erzbergbau in der Pfalz.- 228 S., 24 Abb., 136 Kt.; Mainz (L.-amt Geol. und Bergbau).
- 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.
- WEYER, T. (1993): Kalkungsversuche mit carbonatisch und silicatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern; Initialeffekte auf versauerten Waldböden Nordrhein- Westfalens.- Bonner Bodenkdl. Abh., **12**, 299 S., Bonn.
- WITTENBECHER, M. (1999): Mobilisierbare Schwermetalle in forstwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **18**: 1-35, 8 Abb., 8 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- WWF (2002): Gefahren durch hormonell wirksame Pestizide und Biozide.-; 43 S. Frankfurt a.M..
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **59 I**: 505-510.
- Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S., 33 Abb. 91 Tab.; Hannover.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil I: Einführung, Stoffbestand des Boden-Nährstoffe, Schadstoffe.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 4/97, S. 1-77; Freising-München.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil II: Stoffeinträge, Stoffausträge, Schwermetall-Bilanzierung verschiedener Betriebstypen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 5/97, S. 85-190; Freising-München.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (2000): Strahlenschutzvorsorge in der Landwirtschaft; Organisation, Ergebnisse und Maßnahmen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 2/00, 56 S.; Freising-München.

- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- 3 Aufl., 170 S..
- DECHEMA [Hrsg.] (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate.- 615 S.; Frankfurt a.M..
- Deutscher Wetterdienst (1957): Klimaatlas von Rheinland-Pfalz.- 77 Kt., 9 Diagr., 37 S. Erl.; Bad Kissingen.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1994): Forstatlas.- Mitt. Landesforstverwalt. Rheinland-Pfalz **12**: 1-104.; Mainz.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (MUF) [Hrsg.] (1997): **Umweltjournal/14**- Altlasten durch den ehemaligen Bergbau: 32-34; Mainz.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1998): 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinlandpfälzischen Wäldern.- 25 S., www.uni-kl.de/FVA/; Mainz.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1991): Rheinland-Pfalz heute 1991.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1992): Rheinland-Pfalz seine kreisfreien Städte und Landkreise.- 669 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1994): Rheinland-Pfalz heute 1993/94.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1996): Rheinland-Pfalz heute 1995/96.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1997): Rheinland-Pfalz heute 1996/97.- 20 S.; Bad Ems.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (**VDLUFA**) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik.- 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).

Normen

- DIN 19683 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Physikalische Laboruntersuchungen, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; (1973).
- DIN 19684 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden; (1977).
- 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 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).
- 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
Flammen-AAS	Flammen-Atomabsorptionsspektrometer
G-AAS	Graphitrohrofen-Atomabsorptionsspektrometer
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
KAK _{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
MHS-AAS	Metallhydridsystem- Atomabsorptionsspektrometer
NH 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-extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Cd _{ges})
SE _{mob}	Mobilgehalt (NH ₄ NO ₃ -extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Pb _{mob})
TB	Trockenboden
Zn	Zink

Bq	Becquerel
I-TEq	(Internationales) Toxizitätsäquivalent
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

^s	Sandstein
^sar	Arkose
^c	Konglomerat
^b	Breccie
^t	Tonstein
^to	Pelite (Ton- und Schluff(Silt-)stein)
^t	Tonstein
^u	Schluff(Silt-)stein)
LO	Löss und Lössderivate
+Krb	basische magmatische Festgesteine (Vulkanite, Plutonite, Tuffe)
+UV	ultrabasische Vulkanite
+Vb	basische Vulkanite
Al	Auenlehm (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Au	Auenschluff (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Lp	Lösslehm
pfl	periglaziale Lage
U	Solumsediment
V	Organische Auflage (undifferenziert)
Vb	Organische Auflage aus Blattstreu
Vbn	Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu
Vn	Organische Auflage aus Nadelstreu
YL	Anthropogene Substrate (lehmig)
qh	Quartär, Holozän
qp	Quartär, Pleistozän
ru	Unterrotliegend
ruL	Unterrotliegend, Lebach-Gruppe
ruLJ	Unterrotliegend, Lebach-Gruppe, Jeckenbach-Schichten
ruK	Unterrotliegend, Kusel-Gruppe
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
Σ	Summe

Tabellenverzeichnis

	Seite
1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum	20
2 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschläge und der Anzahl der Nebeltage	22
3 Flächennutzung im Untersuchungsraum	23
4 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	25
5 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Organochlorpestizide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	26
6 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	27
7 Mittlere Nachweisgrenzen, Summenformeln und Faktoren der Toxizitätsäquivalente der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	27
8 Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide	28
9 Effektive Dosisleistungskoeffizienten für Gamma-Bodenstrahlung nach StrlSchV (2001)	29
10 Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten	30
11 Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielprofil	33
12 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite	37
13 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lösslehm (-derivaten)	38
14 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine	39
15 Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) in Lockersedimenten der Pelite	39
16 pH-Wert und Carbonate in Lockersedimenten der Pelite	41
17 pH-Wert in carbonatfreien Auensedimenten	44
18 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	44
19 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der Pelite	46
20 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der Sandsteine	49
21 Kohlen- und Stickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	50
22 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der Pelite	52
23 Potentielle Austauschkapazität in Lockersedimenten der Pelite	53
24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite	58
25 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite	59
26 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	63
27 Vorsorgewerte für Metalle	64
28 Prüfwerte für Metalle	64
29 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums	65
30 Arsen in Lockersedimenten der Pelite	68
31 Arsen in Lösslehm (-derivaten)	73
32 Arsen in Lockersedimenten der Sandsteine	74
33 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	75
34 Arsen in carbonatfreien Auensedimenten	75
35 Blei in carbonatfreien Auensedimenten	80
36 Blei in Lockersedimenten der Sandsteine	81

	Seite
37 Blei in Lockersedimenten der Pelite	82
38 Cadmium in Lockersedimenten der Sandsteine	90
39 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	91
40 Cadmium in Lockersedimenten der Pelite	92
41 Chrom in Lockersedimenten der Pelite	102
42 Chrom in Lockersedimenten der Sandsteine	107
43 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	108
44 Kupfer in Lockersedimenten der Pelite	112
45 Kupfer in Lockersedimenten der Sandsteine	118
46 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	119
47 Kupfer in carbonatfreien Auensedimenten	119
48 Nickel in Lockersedimenten der Pelite	122
49 Nickel in Lockersedimenten der Sandsteine	129
50 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	130
51 Nickel in carbonatfreien Auensedimenten	131
52 Quecksilber in Lockersedimenten der Pelite	134
53 Quecksilber in Lockersedimenten der Sandsteine	141
54 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	142
55 Quecksilber in carbonatfreien Auensedimenten	142
56 Zink in Lockersedimenten der Pelite	148
57 Zink in Lockersedimenten der Sandsteine	155
58 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	156
59 Zink in carbonatfreien Auensedimenten	156
60 Organische Schadstoffe im Boden	158
61 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden	159
62 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe (Wirkungspfad Boden-Mensch)	159
63 Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	160
64 Summe der Hexachlorcyclohexan-Isomere (Σ -HCH) im Oberboden	161
65 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden	161
66 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	163
67 Pentachlorphenol (PCP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	164
68 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	166
69 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden	169
70 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	171
71 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	173
72 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	174
73 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	176
74 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	180
75 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden	181
76 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden	181
77 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	184
78 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	186
79 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage	186

Abbildungsverzeichnis

	Seite
1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	12
2 Asymmetrie des Reiffel-Bach-Tals bei Gangloff	13
3 Blick von Stahlberg zum Roßberg	13
4 Blick vom Eisenhut in Richtung Roßberg	14
5 Blick vom Roßberg über die Moschelhöhen in Richtung Wolfstein	15
6 Lagekarte des ehemaligen Quecksilberbergbaus in der Nordpfalz	16
7 Blick vom Eisenhut (nahe Schönborn) in Richtung Stahlberg	17
8 Pinge im Grubengebiet „Hinterer Stahlberg“	18
9 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	19
10 Alsenztal bei Dielkirchen	23
11 Schema eines Boxplots	33
12 Bodenarten im Oberboden der Lockersedimente der Pelite	36
13 Korngrößenzusammensetzung in Oberböden der Pelite	37
14 Korngrößenzusammensetzung in Oberböden der Lösslehme	38
15 pH-Wert im Oberboden	41
16 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden	46
17 Stickstoff im Oberboden	48
18 C/N-Verhältnis im Oberboden	48
19 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	51
20 Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden	55
21 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden	60
22 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	65
23 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	66
24 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden	68
25 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich	70
26 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden	72
27 Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	72
28 Gesamtgehalt von Arsen im Oberboden; Detailkarte Stahlberg	76
29 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	78
30 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	78
31 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden	80
32 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden	81
33 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich	84
34 Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	86
35 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	88
36 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	88
37 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden	90
38 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden	91

	Seite
39 Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	92
40 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich	96
41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	99
42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	99
43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden	100
44 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden	100
45 Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	102
46 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich	104
47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	109
48 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	109
49 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden	110
50 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden	113
51 Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	114
52 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich	116
53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	120
54 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	121
55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden	121
56 Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	125
57 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden	125
58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich	127
59 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	132
60 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	134
61 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden	135
62 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden	136
63 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich	138
64 Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	140
65 Gesamtgehalt von Quecksilber im Oberboden; Detailkarte Stahlberg	144
66 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	146
67 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	146
68 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden	149
69 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden	150
70 Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	150
71 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich	152
72 p,p'-DDX-Isomere und Σ -DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	162
73 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	167
74 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittlerer Jahresniederschlag	169

	Seite
75 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	170
76 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten	172
77 Polychlorierte Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung	174
78 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	177
79 Gesamt-Dioxin-/Furan-Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	178
80 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	179
81 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung	180
82 ¹³⁷ Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	183
83 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	187
84 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand	187
85 Gamma-Dosisleistung der Radionuklide im obersten Mineralbodenhorizont (Blatt 6312 Rockenhausen) , gruppiert nach Nutzung	188
86 Gamma-Dosisleistung der Radionuklide im obersten Mineralbodenhorizont (Rheinland-Pfalz) , gruppiert nach Nutzung	189

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2006 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	67
2 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Blei in den Oberböden	79
3 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Cadmium in den Oberböden	89
4 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Chrom in den Oberböden	101
5 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Kupfer in den Oberböden	111
6 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Nickel in den Oberböden	123
7 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Quecksilber in den Oberböden	133
8 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Zink in den Oberböden	147
9 Geochemische Übersichtskarte: Cäsium-137 im Oberboden	185

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)

Allen, die im Laufe dieser Arbeit mit Ratschlägen, Hilfsbereitschaft und Geduld zur Seite standen, sei herzlichst gedankt.

Mein Dank gilt im besonderen Herrn Dr. Hoffmann und Herrn Dr. Backes vom Ministerium für Umwelt und Forsten, durch deren Einsatz und Interesse dieses Projekt ermöglicht wurde.

Für die konstruktive und vertrauensvolle Zusammenarbeit und Projektbetreuung möchte ich mich herzlich bei Herrn Fickus und Herrn Chudziak vom Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht bedanken.

Ich möchte mich bei den Verwaltungen der Verbandsgemeinden Meisenheim, Alsenz-Obermoschel, Rockenhausen, Lauterecken und Wolfstein sowie bei den Forstverwaltungen Winnweiler, Lauterecken, und Bad Sobernheim für die bereitwillige Unterstützung der Geländearbeiten bedanken.

Für die unverzichtbare Unterstützung durch den Direktor des Landesamtes für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz Herrn Prof. Dr. H. Ehses danke ich ganz herzlich.

Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (TERRA PLAN HOFFMANN, Frankfurt) und Herrn Dipl.-Biol. H.-P. Reck (Fa. CATENA; Ober-Mörlen) möchte ich meinen Dank für die zügigen und sorgsamem Gelände- und Kartierungsarbeiten aussprechen.

Mein Dank gilt Herrn H. Störk von der Fa. CHEMLAB (Bensheim) und seinem Mitarbeiter Herrn O. Wappelhorst für die gewissenhafte Durchführung der Analytik der organischen Schadstoffe.

Meinen Kollegen vom geochemischen-bodenchemischen Labor des Landesamtes für Geologie und Bergbau Frau I. Emrich, Frau K. Messerschmidt, Herrn P. Bahrmann, Herrn H. Becker, Herrn U. Helsper, Herrn T. Knies, Herrn M. Nastali und Herrn K. Prinz danke ich für ihr großes Engagement bei der Durchführung der umfangreichen Laborarbeiten und nicht zuletzt für das freundliche Arbeitsklima.

Für die Erstellung der thematischen Karten sowie für die Bereitstellung räumlicher Daten und Geländekarten gilt mein freundschaftlicher Dank Herrn M. Goldschmitt.

Bei Herrn P. Bahrmann, Herrn Dr. J. Haneke, Herrn Dr. M. Krimmel, Herrn R. Lang und Herrn K. Prinz möchte ich mich ganz herzlich für die große fachliche Unterstützung, den Anregungen und der kritischen Durchsicht des Manuskripts bedanken.

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Landesregierung von Rheinland-Pfalz im Rahmen ihrer verfassungsgemäßen Verpflichtung zur Unterrichtung der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Mißbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Information oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme der Herausgeberin zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist es jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.



RheinlandPfalz

MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

Stiftsstraße 9
55116 Mainz

www.mwkel.rlp.de