

Rolf Karl BECK, Tübingen

Schadstoff-Transferpotenziale von Böden in mehrschichtigen periglazialen Lagen im Keuper-Lias- Bergland des Schön- buchs

Summary

The multilayered periglacial soils of the Schönbuch forest cause the effect, that the depth of the responsible layer for pollutant filtration is not identical with that of the complete soil profile. The reason is created by the formation of an ecologically very effective interflow at the boundary of the bed to a dense argillous layer of water stagnation. The distribution of the concentrations of the tracer elements lead and zinc are effected by the movement of the soil water. It can be shown that the input of these elements is mainly able to pass a multilayered profile through the permeable interflow horizons. This property causes a problem for the soil function of protecting the ground-water as the permeable layers possess merely a low potential to fix pollutants. Therefore, soil evaluations of multilayered soils concerning their ability to protect the ground-water have to take these facts into consideration.

1 Deckschicht- und Bodenverhältnisse im Schönbuch

Neben Löss als Fremdmaterialkomponente ist das wechselnde Neben- und Übereinander von Mergel- und Sandsteinen im tektonisch zerrütteten Keuper-Lias-Bergland des Schönbuchs (Fig. 1), Substratlieferant für die periglazialen Deckschichten und die holozäne Bodenentwicklung. Entsprechend heterogen ist vor allem in den Hangbereichen deren Zusammensetzung.

Trotz dieser geologisch-substratbedingten Vielfalt ist der ökologisch wirksame, bodenphysikalische Aufbau der aus den Deckschichten hervorgegangenen Mehrschichtböden relativ übersichtlich. Wie im Großen beim geologischen Bau, wechseln auch auf der Ebene der Bodenprofile wasserwegsame, weniger dichte Schichten mit Interflow auslösenden Stauschichten ab (Fig. 2).

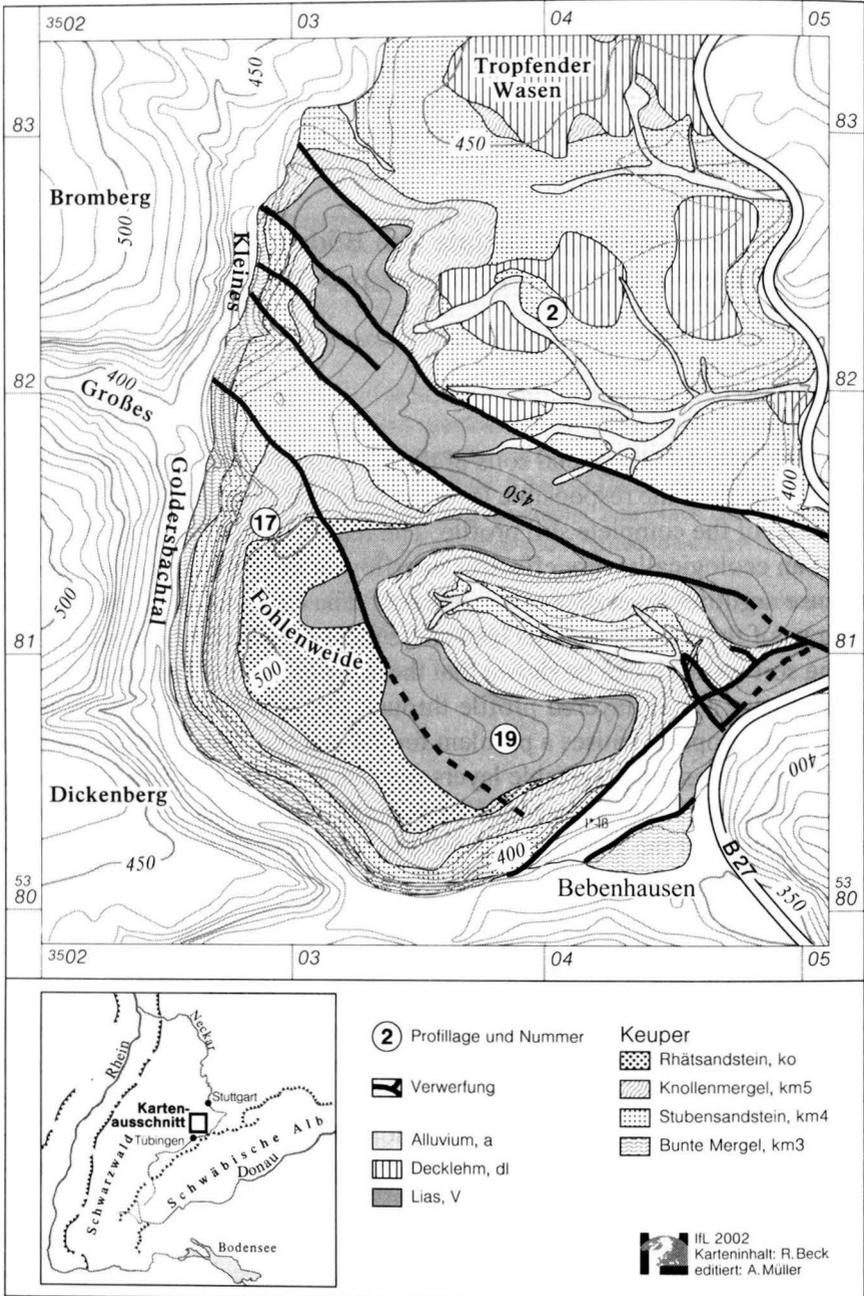


Abb. 1: Lage des Naturparks Schönbuch, generalisierte Darstellung der geologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet und Position der besprochenen Leitprofile

Letztere resultieren nach der Deckschichtenbeschreibung für den Schönbuch von BIBUS (1986) zumeist aus dem tonreichen Basislagenmaterial von in höheren Hangpartien anstehenden Mergeln. Diese können je nach Reliefposition und geologischer Schichtabfolge teilweise mit beträchtlichen Skelettanteilen von Keuper- und Liassteinen durchsetzt sein. Wasserwegsam und weniger dicht hingegen zeigt sich generell die oberste Bodenschicht. Sie ist bei der Bodenvielfalt im Untersuchungsgebiet das einzige verbindende Substrat, das alle Profile zur Oberfläche hin abschließt, und zeichnet sich neben der Lockerheit (meist Einzelkorn- bis Kohärentgefüge, Bioturbationszone, Hauptdurchwurzelungsbereich) zusätzlich durch eine lössbürtige hohe Schluffkomponente aus. Nach BIBUS (1986) ist diese Schicht mit der Hauptlage in Deckung zu bringen. Ob es sich nach neueren Erkenntnissen (VÖLKE & LEOPOLD 2001) im stratigraphischen Sinne tatsächlich um die Hauptlage handelt, ist eher eine Frage der Grundlagenforschung als der hier verfolgten angewandten Fragestellung. Für den Stofftransport ist in erster Linie nicht das Alter der Bodenschichten im Profil von Bedeutung, sondern deren physikochemische Eigenschaften. Unter anderem zeugt auch die sehr unterschiedliche Mächtigkeit der oberen Lage davon, dass der Schönbuch über die Jahrhunderte einer starken Nutzung unterlag (GRIES 1999). So ist mit hoher Wahrscheinlichkeit manche vermeintliche „Hauptlage“ in Wirklichkeit als Kolluvium historischer Zeiten anzusprechen, ähnlich den von Semmel (1998) für den Vogelsberg beschriebenen Verhältnissen. Im Folgenden wird ein Schichtwechsel daher nur mit der üblichen römischen Zahl markiert, nicht jedoch stratigraphisch zugeordnet. Vom Aufbau her weniger kompliziert als in den Hanglagen stellen sich die Böden auf den Verebnungen der Stuben- und Rhätsandsteinplateaus dar. Wo nicht mit einem mächtigen Decklehmmantel (s. Fig. 1) bedeckt, herrschen weniger kompliziert aufgebaute Böden vor. In Ermangelung höher anstehender Mergel fehlen tonreiche Fließerdeschichten im Profil. Wirkliche Stauschichten treten mit Ausnahme der flächenmäßig geringen Anteile, wo dem anstehenden Sandstein oberflächennah Mergellagen zwischengeschaltet sind, nicht auf. Hangpositionen und Taleinschnitte im Keupersandstein sind häufig durch stark degradierte, sandreiche und extrem durchlässige Böden mit geringem Filter- und Pufferpotenzial gegenüber eingebrachten Schadstoffen gekennzeichnet. Die allgemein im Schönbuch zu beobachtende Bodenversauerung (vergl. EBERLE 1998) wirkt sich auf diesen Extremstandorten durch die Erhöhung der Schadstoffmobilität besonders nachteilig aus. Im Folgenden wird anhand dreier typischer Profile unter Zuhilfenahme der Schwermetallsorption und Berücksichtigung des deckschichtgesteuerten Profilinterflows versucht vorzuführen, wie bei unterschiedlichen Standortverhältnissen Deckschichten in der Lage sind,

die Anreicherungs- und Abfuhrmöglichkeiten von Schadstoffen differenziert zu beeinflussen.

2 Probenahme und Labormethoden

Die Ergebnisse stützen sich auf 21 Schürfgruben, die nach umfangreichen Vorsondierungen mit dem Bohrstock angelegt wurden. Die Beprobung der Bodenprofile wurde horizontweise in Form einer Mischbeprobung über den gesamten Horizont vorgenommen. Auflagehorizonte wurden nur im Falle ausreichender Mächtigkeit beprobt. Besondere Aufmerksamkeit bei der Profilaufnahme wurde auf das Auftreten von Interflowmerkmalen gelegt. Aus Gründen der Bodendurchfeuchtung erfolgte die Anlage der Aufschlüsse ausschließlich im Winterhalbjahr nach Niederschlagsereignissen. Am teilweise sehr starken Austritt von Wasser an Horizont- bzw. Schichtgrenzen sowie am Wasserstand nachträglich vollgelaufener Gruben, konnte so, wo vorhanden, der für den Stofftransport bedeutende Interflow direkt beobachtet werden. Hinsichtlich der Schwermetallanalytik wurde das Probenmaterial einem Königswasseraufschluss nach den Vorschriften der AbfKlärV (BMU 1992) unterzogen. Die Gehaltsbestimmung der Schwermetalle erfolgte mit dem Flammen-AAS. Die Analytik der für die Schwermetallbindung wichtigsten Bodenparameter wurde nach den folgenden gängigen Methoden durchgeführt: der pH-Wert mittels Glaselektrode in 0,01 m CaCl_2 -Lösung, der Gehalt an organischer Substanz durch nasse Veraschung nach der Lichterfelder-Methode und die Korngrößenfraktionen mit der kombinierten Sieb- und Pipettmethode nach Köhn. Zur Vorgehensweise bei den Versuchen zur Schwermetallsorption an die Bodenmatrix, s. Abschnitt 4.

3 Bodenphysikalischer Profilaufbau und Möglichkeiten für den Stofftransfer

Zur Verlagerung und Auswaschung, sowie überhaupt zum Funktionieren des reversiblen Prozesses von Adsorption und Desorption von Stoffen im System Boden, bedarf es des Transport- und Reaktionsmediums Bodenwasser. Im Falle von Schadstoffeinträgen und entsprechenden Verlagerungsvoraussetzungen (Schadstoffmobilität) muss bei heterogenem Profilaufbau folgerichtig die bodenphysikalisch-substratbedingt vorgegebene Hauptabzugsbahn des Bodenwassers im Profil den Schadstofftransport in erster Linie steuern. Die sehr markanten Bodenartenwechsel an den Schichtgrenzen im Profilverlauf der meisten Schönbuchböden bewirken eine starke Änderung der Wasserleitfähigkeit (Werte vergl. BECK 1998, 92

und EINSELE et al. 1986, 230). Besonders wirksam ist der Übergang von der oben beschriebenen lockeren Schicht zu den liegenden, dichter gelagerten und meist sehr tonreichen Mittel- und Basislagen. Die hydraulische Leitfähigkeit unterliegt an dieser Grenze in Abhängigkeit von Bodenart und Porenverteilung einer mehr oder weniger starken, sprunghaften Herabsetzung mit der Folge eines primär horizontalen bzw. reliefparallelen Abflusses des Bodenwasserstromes im Hangenden entlang der Schichtgrenze (Interflow). Im Untersuchungsgebiet lassen sich in Abhängigkeit von den Deckschichtverhältnissen im wesentlichen drei Entwässerungsvarianten oder Interflowtypen beobachten. In Fig. 2 sind diese Varianten jeweils an einem konkreten Profilbeispiel, sowie in verallgemeinerter Form, die vorherrschenden Horizontkombinationen repräsentierend, dargestellt. Mit Hilfe von Bodenartendiagrammen zeigt die Figur außerdem Lage und Dimension des Interflow auslösenden Bodenartenwechsels an der entscheidenden Schichtgrenze.

Typ 1 besitzt zwei Schichten mit guter Wasserleitfähigkeit. Es sind dies die oberste, lockere Schicht, die in aller Regel den Ah, Al oder Bv Horizont umfasst, sowie eine das Profil zum Anstehenden hin abschließende Schicht aus skelettreichem Basisschutt und / oder Cv-Material des anstehenden Sandsteins. Die dazwischen liegende, tonreiche Fließerde, meist pseudovergleyte Phäno-Bt Horizonte, erlaubt im Vergleich nur einen minimalen Wasserdurchzug. Das bedeutet aber nicht, dass diese Schicht für Sickerwasser unpassierbar wäre. Entlang von Wurzelröhren, und seltener zu beobachten, von sommerlichen Trockenrissen kann Wasser, ohne die tonreiche Matrix zu perkolieren, diese Schicht so effektiv passieren, dass der grundnahe Wasserleiter zur Hauptentwässerungsbahn werden kann. Interflow findet im oberen Wasserleiter dann nur bei Systemüberlastung statt.

Interflowtyp 2 ist dadurch gekennzeichnet, dass der Bodenwasserstrom bevorzugt oberflächennah in der lockeren Deckschicht abfließen muss, weil bis hin zum dichten Anstehenden im Liegenden nur noch tonreiche Fließerden folgen, deren Wassergehalte ohnehin fast ganzjährig bei Feldkapazität liegt. Vor allem in abflussträgen Lagen besteht so kaum ein Potenzial für einen absteigenden Wasserstrom im Profil. Diesem Interflowtyp sind die Böden auf Decklehm, über Mergeln und Stubensandton zuzuordnen.

Die Böden der Stuben- und Rhätsandstein-Plateaus ohne hangaufwärts anstehendes, tonlieferndes Fremdmaterial gehören dem Interflowtyp 3 an. Das Niederschlagswasser kann aufgrund der hohen Wasserleitfähigkeit der sandreichen Böden problemlos auch über geologische Schichtgrenzen hinweg durch das gesamte Profil perkolieren. Die horizontale Umlenkung erfolgt erst an der Grenze zum Anstehenden und ist abhängig von Klüftigkeit und Hangneigung.

4 Bodenchemisches Verhalten der Schichtglieder gegenüber Schadstoffen

Die Interflowverhältnisse bestimmen Weg und Verteilungsmöglichkeiten immitierter Schadstoffe im Boden. Voraussetzung für Transfer, Verteilung und letztlich Austrag ins Grundwasser ist deren Mobilität innerhalb der wasserwegsamem Bodenschichten. Die im Gesetz zum Schutz des Bodens (BBODSCHG 1998) formulierte natürliche Schutzfunktion des Bodens im Hinblick auf das Grundwasser beruht im Falle der hier untersuchten Schwermetalle letztlich auf dem Potenzial des Bodens zu deren Immobilisierung. Diese hängt im wesentlichen von Art und Menge der Tonminerale und der organischen Substanz ab. Der pH-Wert ist dabei die Schlüsselgröße, denn er bestimmt das Adsorptionspotenzial bei gegebenem Ton- und Humusgehalt (BRÜMMER & HERMS 1985, BLUME & BRÜMMER 1991, HORNBURG & BRÜMMER 1993). Die pH-Werte im Oberboden der untersuchten Profile spiegeln mit einem weiten Spektrum von pH 2,9 im Aeh-Horizont einer podsoligen Braunerde über Stubensandstein bis hin zum Al-Horizont einer Phäno-Parabraunerde über Liasmergel mit pH 6,3 die große Substratvielfalt im Verein mit vergangener und aktueller Nutzung wider. Die Mehrzahl der Oberböden aber kann mit Bodenaziditäten um pH 4 als sehr stark sauer eingestuft werden. EBERLE 1998 beschreibt für einen anderen Teilraum des Schönbuchs vergleichbare Werte. Zur Bewertung des Schutzpotenzials der Schönbuchböden gegenüber potentieller Schadstoffeinträge wurden fünf Schwermetalle mit unterschiedlicher Sorptionskraft an die Bodenmatrix ausgewählt. Mit den Elementen Pb, Cr, Cu, Ni, und Zn wurde eine Multielementlösung hergestellt, welche die Schwermetalle zu gleichen Anteilen in einer Gesamtkonzentration von 500 bzw. 1000 mg/l enthält. Horizontweise wurden die Proben im Labor mit dieser Lösung im Verhältnis 1:2 versetzt. Vorproben ergaben, dass nach vier Tagen Einwirkzeit bei einer täglichen Schütteldauer von einer Stunde eine konstante Gleichgewichtslösung erreicht war. Nach Filtration wurde der nicht adsorbierte Schwermetallanteil in der Lösung mittels Flammen-AAS gemessen. Aus der Differenz von Elementeinsatz und nicht adsorbiertem Anteil kann so die Sorptionsstärke der jeweiligen Substrate quantitativ ermittelt werden. (BECK 1998, 106). Diese im Labor erzielten Werte müssen, auf das komplizierte Faktorenbündel realer Standortverhältnisse übertragen, jedoch differenziert betrachtet werden. Ebenso ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund der reversiblen Natur des chemischen Adsorptionsmechanismus zuvor der Bodenlösung entzogene Schwermetallanteile mittelfristig von den Bodenaustauschern wieder frei gegeben werden können. Die im folgenden präsentierten Werte (Fig. 3,5,7) sind deshalb als das Maximalpotenzial des Bodens zur kurzfristigen Schwermetallaufnahme zu werten. Stärke und

Nutzen des Verfahrens liegen daher eher in der Möglichkeit eines semi-quantitativen Vergleichs innerhalb einer Profilabfolge sowie von Böden verschiedener Standortsqualitäten als in einer exakten Angabe der realen, langfristigen Filter- und Pufferkapazität des Bodens. Die gewonnenen Daten können aber zur besseren Einschätzung und Bewertung der Bodenschutzfunktion sowie zur Abschätzung von Gefährdungspotenzialen und -szenarien wichtige Anhaltspunkte und Erkenntnisse liefern. Dies gilt vor allem dann, wenn die aus dem Experiment gewonnenen Sorptionsdaten, wie in den folgenden Figuren dargestellt, in der Zusammenschau mit den Interflowverhältnissen betrachtet werden.

5 Ergebnisse

5.1 Sorptionsverhältnisse der Böden vom Interflow Typ 1

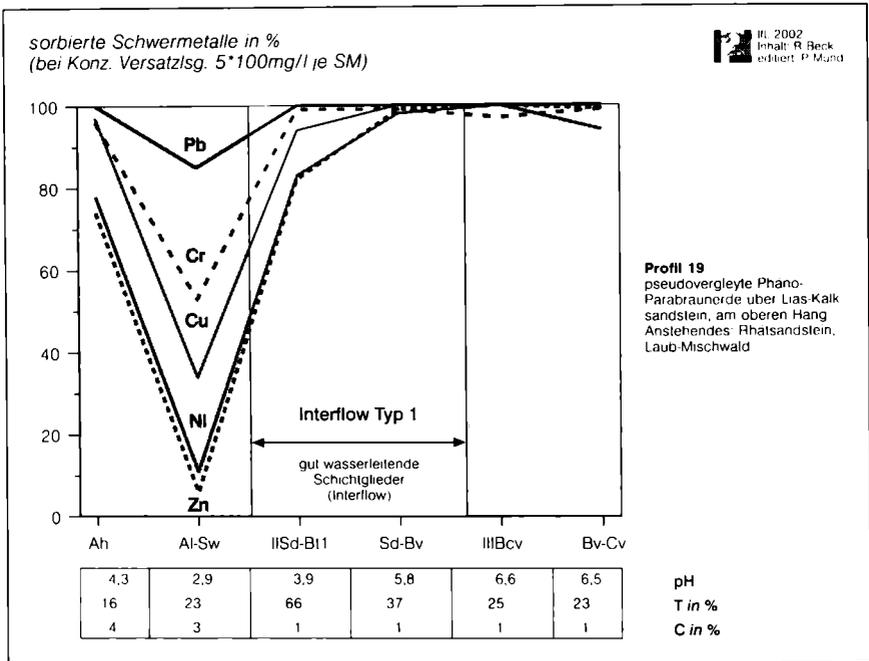


Abb. 3: SM-Sorptionskurven Profil 19, mit extrem saurer im oberen, sehr schwach saurer Bodenreaktion im unteren Wasserleiter

Das Sorptionsdiagramm (Fig. 3) zeigt bei den Bodenhorizonten im oberen Wasserleiter zunächst lehrbuchartig die allgemein bekannte Reihenfolge der Bindungsstärke der entsprechenden Schwermetalle an die Bodenmatrix. Die große Aufspaltung ist eine natürliche Folge der extremen Bodenazidität.

Der „Kampf“ um die wenigen bei diesen pH-Bedingungen deprotonierbaren oder freien Plätze an den Bodenaustauschern geht zuerst zu Lasten der bindungs- bzw. sorptionsschwachen Elemente. Während Blei im Al-Horizont bei pH 2,9 noch fast zu 90% der Multielementlösung entzogen wurde, bildet das sehr mobile Zink mit nur 5% das Schlusslicht dieser Reihe. Würden alle fünf Schwermetalle der Lösung vollständig entzogen, entspräche das bei den Versuchsbedingungen einer Gesamtadsorption von 1 g je kg Boden. Ökologisch bedeutender als die reinen Zahlen ist jedoch die Erkenntnis, dass der sorptionsschwächste Horizont gleichzeitig einer Interflowschicht mit Stofftransferfunktion zuzuordnen ist. Die Ursachen sind multifaktoriell und können hier nur kurz und unvollständig skizziert werden. Dieser Effekt, der bei allen untersuchten Mehrschichtprofilen in der oberen Deckschicht an der Schichtgrenze mehr oder weniger stark auftritt, wird entscheidend durch den allgemeinen Rückgang der organischen Substanz bewirkt, welche mit der Tiefe durch den meist nur leichten Tongehaltsanstieg nicht ausgeglichen werden kann. Von Bedeutung ist ebenfalls der Rückkopplungseffekt, dass der dort maximale Interflow mit seinem gegenüber anderen Horizonten stark erhöhten Wasserdurchsatz die Basenauswaschung fördert. Auch der Umstand, dass dieser Bereich zur Hauptwurzelzone mit entsprechendem Entzug an Nährstoffbasen bei nur verzögerter Nachlieferung zählt, kommt erschwerend hinzu. All dies wirkt sich negativ auf den pH-Wert und damit wiederum auf die Sorptionsstärke des Substrates aus. Bei der weiteren Betrachtung der Kurvenverläufe zeigt sich, dass dem Sorptionsminimum mit dem Schichtwechsel zur liegenden, tonreichen Schicht bei gleichzeitigem pH-Sprung fast maximale Sorption folgt. Gleiches gilt für den grundnahen Wasserleiter, der wegen des anstehenden, kalkhaltigen Lias-Sandsteins so hohe pH-Werte besitzt, dass die Schwermetalle sehr leicht festgelegt werden können.

5.1.1 Auswirkungen auf den Schwermetalltransfer

Ist das bisher aus den Interflowverhältnissen und Sorptionsmessungen Abgeleitete ökologisch wirksam, muss eine Überprüfung der Schwermetallverhältnisse am realen Bodenprofil entsprechende Ergebnisse liefern. Zur Verifizierung werden die Elemente Blei und Zink herangezogen. Sie bieten sich hier aus zweierlei Gründen als Tracer-Elemente an: Erstens, wie das obige Sorptionsdiagramm demonstriert, neigt Blei aufgrund seiner Bindungsstärke eher zur Anreicherung im Boden, Zink wegen seiner Bindungsschwäche eher zur Auswaschung aus dem Boden. Zweitens liegen für das Untersuchungsgebiet Immissionsmessungen vor, die im Rahmen des Schönbuchprojekts von BÜCKING et al. 1986 erhoben wurden. Beide Elemente wurden zwar bestandsabhängig unterschiedlich hoch, aber deutlich messbar

von Außen eingetragen. Wie im übrigen die meisten Depositionsmessungen in Waldökosystemen beobachten lassen, übersteigen auch im Schönbuch die Zinkeinträge die Bleieinträge um ein Vielfaches. Mit dem Ende des verbleiten Kraftstoffes Anfang der 1990er Jahre dürfte sich der Unterschied noch verstärkt haben. Alle aufgenommenen Profile zeigen eine deutliche Bleianreicherung, jedoch nur die wenigen nicht versauerten Böden auch eine Zinkanreicherung in der obersten Deckschicht und das, obwohl die Einträge nachweislich bedeutend höher liegen. Diese Diskrepanz kann nur durch aktiven Zinkaustrag erklärt werden. Geschieht dies tatsächlich via Interflow? Wie die folgenden Beispiele der drei Interflowtypen mit der Gegenüberstellung der Schwermetalltiefenverläufe zeigen, ist dies für die Mehrschichtböden (Fig. 4, 6) mit großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen.

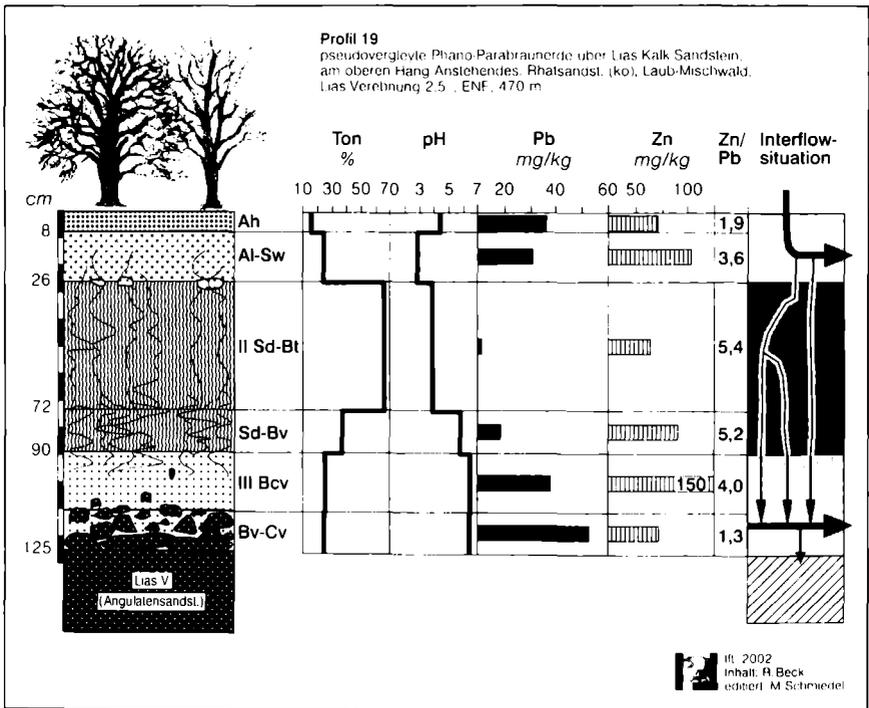


Abb. 4: Zusammenschau der Haupt-Steuerfaktoren von SM-Transfer und Verifizierung anhand der Tranceelemente Zn und Pb, Interflow-Typ 3

Wie in Fig. 4 dargestellt, liegt Blei generell bei den Mehrschichtböden bis exakt zum Interflow auslösenden Schichtwechsel stark angereichert vor. Die Gehaltsunterschiede vor und nach diesem Schichtwechsel nehmen im Mittel aller untersuchter Profile den 3,3-fachen Betrag an. (BECK 1998, 94).

Geogene Ursachen müssen bei den extremen Gehaltsunterschieden zu den folgenden Schichtgliedern nicht in Betracht gezogen werden. Verdünnungs- oder Anreicherungs-effekte aufgrund des lössbürtigen Substratanteils in der oberen Lage scheiden als Ursache aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den geogenen Bleigehalten der betreffenden Ausgangsgesteine und der äolischen Fremdkomponente aus (LFU 1994). Nach LORZ (1995) ist in den meisten Fällen sogar ein Verdünnungseffekt durch die Lösskomponente wahrscheinlich. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Höhe des geogenen Schwermetallgehalts so eng mit dem Anstieg des Tongehalts verknüpft ist, dass er sogar zur bewertenden Abgrenzung geogener Hintergrundgehalte eingesetzt werden kann (s. UMWELTMINISTERIUM BA-WÜ. 1993). Mit dem Schichtwechsel zum tonreichen Liegenden müssten ohne anthropogenen Eintrag die Bleikurven demnach sogar deutlich ansteigen. Dies konnte niemals beobachtet werden. Die Bleigehalte gehen vielmehr sprunghaft auf geogenes Niveau zurück (vergl. LFU 1994 und ZAUNER 1996). Dies bedeutet, dass diese Schicht bislang kaum von den anthropogenen Bleieinträgen erfasst werden konnte und ist damit ein starker Hinweis darauf, dass sich der Stofftransfer tatsächlich fast ausschließlich über dieser Schicht im Interflowhorizont abspielen muss. Das Argument, die Bleiverlagerungsfront sei aufgrund ihrer Bindungsstärke noch nicht über den Schichtwechsel hinaus vorgedrungen, kann leicht mit dem Hinweis entkräftet werden, dass das viel mobilere Zink die Schichtgrenze ebenfalls nicht zu überschreiten vermag. Wäre das der Fall, müssten die Zinkkurven mit dem pH- und Tongehaltsanstieg nach dem Schichtwechsel durch Herabsetzung der Mobilität sehr deutlich ansteigen. Auch dies trifft nicht zu. Die Wirksamkeit des Interflows für den Stofftransport und das Außenvorbleiben der dichten, tonreichen Schichtglieder wird im Falle der Profile mit zusätzlichem grundnahen Interflow, wie in Fig. 4 dargestellt, besonders deutlich. Der Bleigehalt nimmt dort sogar noch höhere Werte als im oberen Wasserleiter an. Durch Wurzelröhren und Trockenrisse kann das stark saure, desorbierte Schwermetalle enthaltende Bodenwasser die tonreiche Schicht passieren, ohne diese dabei zu kontaminieren. Mit dem gewaltigen pH-Sprung im unteren Wasserleiter fällt Blei dort spontan aus, wird immobilisiert und reichert sich kontinuierlich an. Auch hier scheidet eine geogene Ursache für die hohen Bleigehalte aus, da weder das Ausgangsgestein zu besonders bleireichen Böden verwittert (ZAUNER 1996) noch das sandreiche Substrat in diesem Wasserleiter mit knapp 25% Tongehalt höhere geogene Anteile vermuten ließe. Mit Hilfe der gegensätzlichen Bindungsstärke von Blei und Zink lässt sich außerdem für die obere Deckschicht der Horizont mit der stärksten Auswaschungsdynamik feststellen, indem für jeden Horizont der Quotient aus Zink und Bleigehalten

ermittelt wird. Wo der Quotient vergleichsweise gering wird, muss in erster Näherung Auswaschung herrschen, da sich dort die Bindungsvorteile des Bleis am deutlichsten bemerkbar machen müssen. Wie Fig. 4 und 6 zu entnehmen, treten gerade auch die Interflowhorizonte durch diese Operation deutlich in Erscheinung.

5.2 Sorptions- und Transferbedingungen der Böden vom Interflow Typ 2

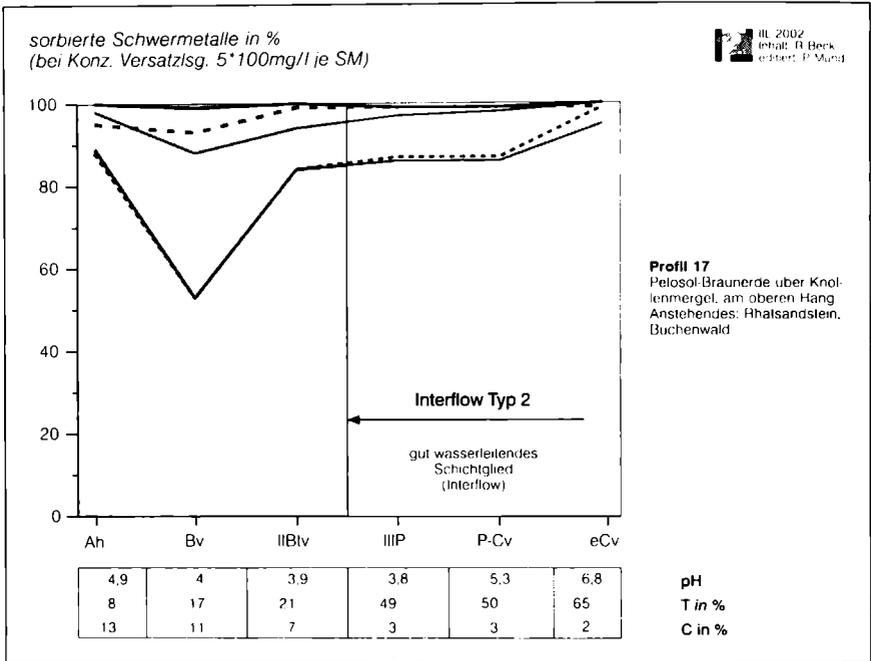


Abb. 5: SM-Sorptionskurven Profil 17, mit stark saurer Bodenreaktion in der Interflowschicht

Im Vergleich mit den wasserleitenden Horizonten in Fig. 3 fällt die Aufspaltung der Sorptionskurven in Fig. 5 wegen der dort etwas höheren pH-Werte geringer aus. Die Fähigkeit des Bodensubstrats, Schwermetalle zu immobilisieren, ist bei Profil 19 entsprechend höher zu bewerten. Die kaum zum Stofftransport verwendeten liegenden Bodenschichten besitzen aufgrund der in der Figur dargestellten Substrateigenschaften bessere Sorptionsbedingungen, was bewirkt, dass die einzelnen Kurvenverläufe bei generell höheren Sorptionswerten wieder näher zusammenrücken. Oben wurde ausgeführt, dass der über der Stauschicht liegende Horizont bei allen Mehrschichtprofilen gleichzeitig auch der sorptionsschwächste sei. Bei Profil 17 (vergl. Fig. 5) scheint dies nicht zuzutreffen. Der als II Btv an-

gesprochene Horizont liegt direkt über der Stauschicht, besitzt aber bereits hohe Sorptionswerte. Dieses Beispiel zeigt einen Schwachpunkt des Laborversuchs, denn bei diesem Horizont handelt es sich um ein Steinpflaster mit hohem Skelett- und wenig Feinbodenanteil. Zur Analytik kann aber nur letzterer verwendet werden. Die Rhätsandsteine, aus denen das Pflaster größtenteils besteht, sorbieren naturgemäß keine Schwermetalle und setzen damit insgesamt betrachtet die Sorptionskraft des Horizontes in Wirklichkeit deutlich herab. Im Bewertungsverfahren muss der Skelettgehalt deshalb mit einberechnet werden. Betrachtet man die Verteilung der Tracer-Elemente sowie die Zn/Pb-Quotienten in der Interflowschicht bei originären Profilschwermetallgehalten (Fig. 6), wird der methodische Fehler offensichtlich und drückt die geringere, wirkliche Sorptionsstärke des Horizontes aus.

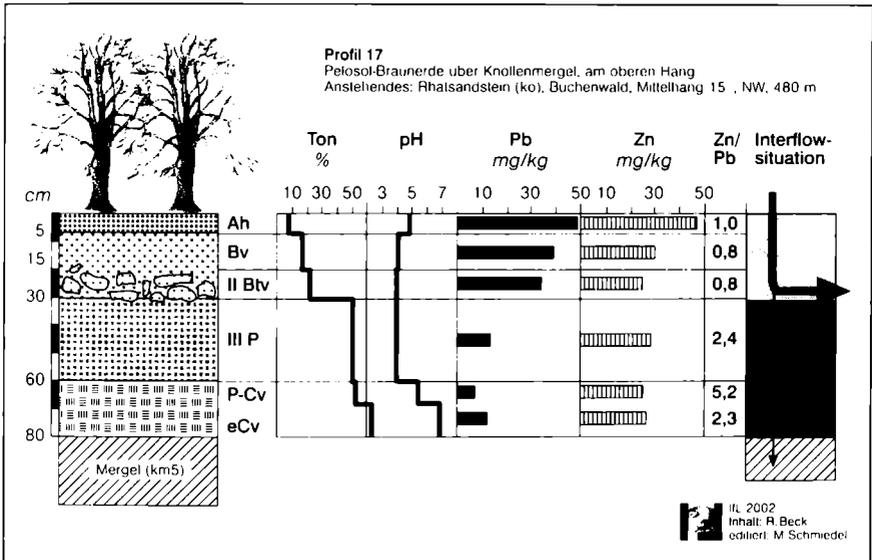


Abb. 6: Zusammenschau der Haupt-Steuerfaktoren von SM-Transfer und Verifizierung anhand der Tranceelemente Zn und Pb, Interflow-Typ 2

5.3 Sorptions- und Transferbedingungen der Böden vom Interflow Typ 3

Den Böden der Stubensand- und Rhätsandsteinplateaus fehlt, wie erläutert, ein wirksamer profilinterner Interflow. Erst mit dem massiven Anstehenden kann sich ein horizontaler Grundabfluss bilden. Ein weiteres kennzeichnendes Merkmal dieser Böden ist die das ganze Profil erfassende Bodenversauerung. Entsprechend gering fallen wieder die in Fig. 7 dargestellten Sorptionswerte aus.

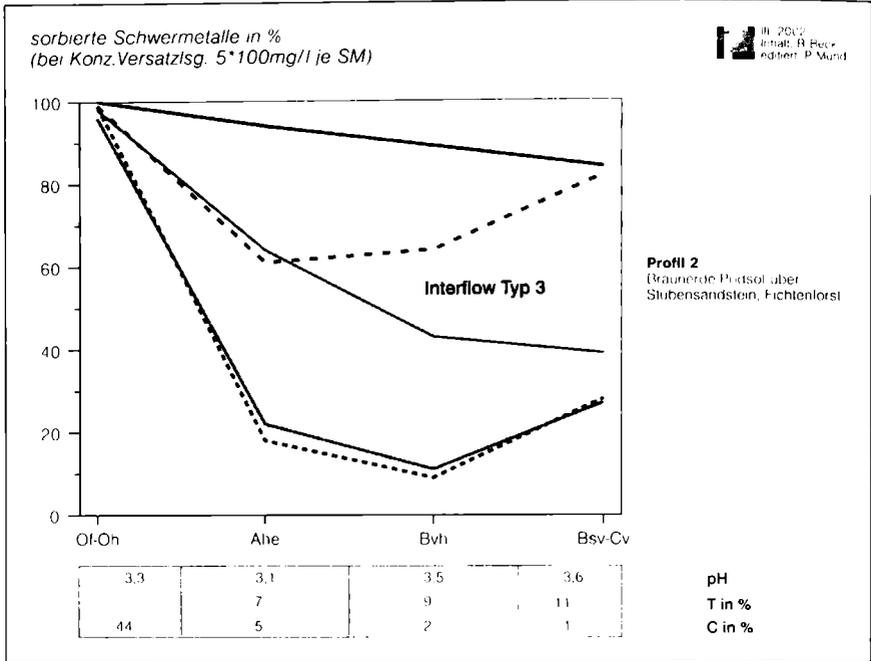


Abb. 7: SM-Sorptionskurven Profil 2, mit extrem saurer Bodenreaktion
kein Profil-Interflow

Nur die organische Auflageschicht sorbiert aufgrund ihrer sehr hohen Austauscherdichte maximal. Im eigentlichen Mineralboden gibt es wegen des Mangels an Ton bei extrem sauren pH-Werten kaum noch Anlagerungsmöglichkeiten. Neben den wenigen Prozent Ton bieten nur noch die bereits tief ins Profil vorgedrungenen Humusstoffe und Sesquioxide (Podsoldynamik) entsprechende Möglichkeiten. So lässt sich beispielhaft der Anstieg der Chromsorption im Unterboden durch dessen besondere Affinität zur Sesquioxidfraktion erklären (BLUME u. BRÜMMER 1991).

Fig. 8 verdeutlicht im Vergleich mit den Mehrschichtböden, dass sich unter ungehinderten Verlagerungsbedingungen innerhalb des Profils nur noch die Wechselwirkungen zwischen den Austauschermitteln und dem pH-Wert hinsichtlich des Stofftransfers auswirkt. Bodenphysikalisch-transferlenkende Elemente fehlen, so dass Interflow nicht zustande kommen kann. Eingetragene Schadstoffe werden kontinuierlich mit dem absteigenden Bodenwasserstrom durch das ganze Profil hindurch verlagert und ausgewaschen.

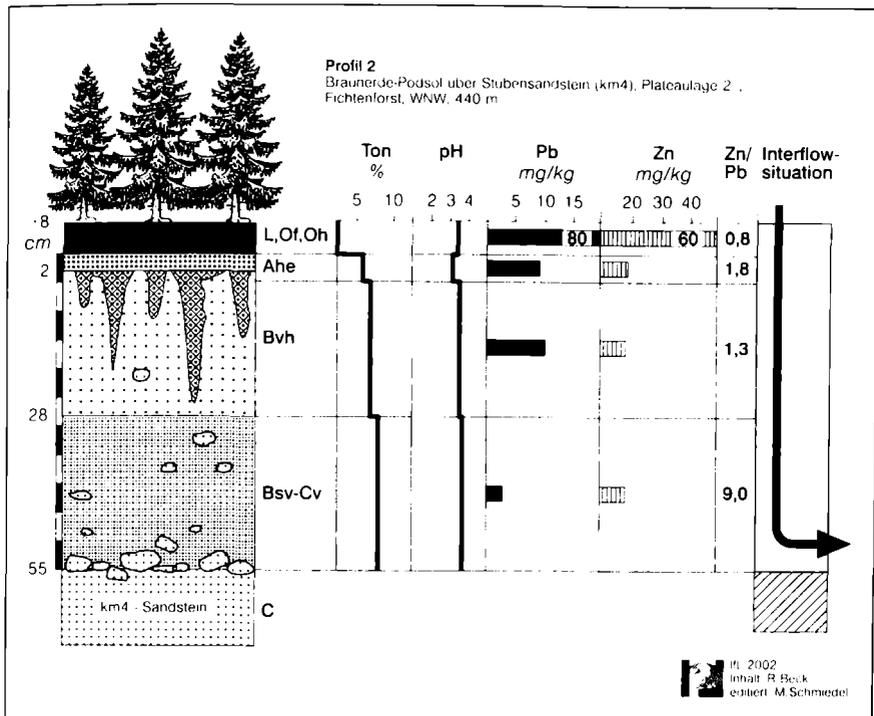


Abb. 8: Zusammenschau der Haupt-Steuerfaktoren von SM-Transfer und Verifizierung anhand der Trancelemente Zn und Pb, Interflow-Typ 3

6 Konsequenzen

Die Schutzfunktion des Bodens gegenüber Schadstoffen liegt darin, diese abzubauen oder so wirkungsvoll zu immobilisieren, dass eine Grundwasserkontamination ausgeschlossen werden kann. Die Bewertungsverfahren im Rahmen der Bodenschutzgesetze auf Bundes- und Länderebene beruhen auf dem Wissen, dass Bodenazidität, Ton- und Humusgehalt im wesentlichen die Filter und Pufferkapazität eines Bodensubstrats bestimmen. Auch der Skelettgehalt und die Bodenmächtigkeit bis zum Grundwasserspiegel finden Berücksichtigung. Dieser Beitrag will darauf aufmerksam machen, dass, sofern Böden aus periglazialen Deckschichten mit ausgeprägtem Interflow Gegenstand der Bodenbewertung sind, dies im Katalog der Bewertungskriterien berücksichtigt werden muss. Aus den für den Schönbuch aufgezeigten Verhältnissen wird klar, dass als wirksame Puffer und Filter für Schadstoffeinträge nur die wasserleitenden Schichtglieder fungieren. Diese nehmen von der Gesamtmächtigkeit der Profile aber erstens den kleineren und zweitens den bedeutend sorptionsschwächeren Part ein. Besonders in

Lagen, wo die oberste Deckschicht zusätzlich anthropogen degradiert und/oder stark versauert vorliegt, ist die Schutzwirkung stark herabgesetzt. Die Bewertung des Filter- und Pufferpotenzials nach dem Bewertungsleitfaden des UMWELTMINISTERIUMS BA-WÜ (1995) für die 14 untersuchten Mehrschichtböden ergab bei elf Böden eine hohe Schutzfunktion. Gleiche Bewertungskriterien auf die tatsächlich zur Schadstoffausfilterung nutzbaren Schichtglieder angewandt, ergab nur noch in zwei Fällen eine hohe Schutzfunktion!

7 Literatur

- BECK, R.K. 1998: Schwermetalle in Waldböden des Schönbuchs. Bestandsaufnahme, ökologische Verhältnisse, Umweltrelevanz. Tübingen. (= Tübinger Geographische Studien, 116).
- BIBUS, E. 1986: Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenprofil, Standort und junge Reliefentwicklung im Schönbuch bei Tübingen. In: EINSELE, G. (Hrsg.): Das Landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. - DFG, Weinheim.
- BLUME, H.-P. und G. BRÜMMER 1991: Prediction of heavy metal behaviour in soil by means of simple field test. In: *Ecotox. Environm. Safety* 22, S. 164–174.
- BMU (Hrsg.) 1992: Klärschlammverordnung (AbfKlärV). In: BGBl. 1992, Teil I, S. 912ff.
- BRÜMMER, G. und U. HIERMS 1985: Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit. - Bindung und Verfügbarkeit in Böden. In: Bielefelder Ökol. Beiträge 1, S. 117–139.
- BUCKING, W., F.-H. EVERS und A. KREBS 1986: Stoffdeposition in Fichten- und Buchenbeständen des Schönbuchs und ihre Auswirkungen auf Boden- und Sickerwasser verschiedener Standorte. In: EINSELE, G. (Hrsg.): Das Landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. - DFG, Weinheim.
- BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ (BBODSCHG): Bundesgesetzblatt I 1998, 502 vom 17. März 1998.
- EBERLE, J. 1998: Bodendegradierung mehrschichtiger Waldböden: Ergebnisse einer Fallstudie im Keuper-Lias Bergland Baden-Württembergs. In: *Die Erde*, 128, S. 103–120.
- EINSELE, G., G. AGSTER und M. ELGNER 1986: Niederschlag-Bodenwasser-Abflußbeziehungen bei Hochwasserereignissen im Keuper-Lias-Bergland. In: EINSELE, G. (Hrsg.): Das Landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. - DFG, Weinheim.
- GREES, H. 1999: Der Schönbuch als Naturraum und Kulturlandschaft. In: GAMER-WALLERT, I. und S. LORENZ (Hrsg.): *Der Schönbuch, Mensch und Wald in Geschichte und Gegenwart*. Tübingen.
- HORNBURG, V. und G.W. BRÜMMER 1993: Verhalten von Schwermetallen in Böden. I. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156, S. 467–477.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994): Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Karlsruhe. (= Materialien zum Umweltschutz, 3).
- LORZ, C. 1995: Zur Problematik geogener Schwermetallverteilungen in geologisch geschichteten Böden. In: *Geol. Jb. Hessen* 123, S. 149–157.
- SEMMEI, A. 1998: Lockerbraunerden, periglaziale Solifluktuionsdecken und holozäne Kolluvien im Oberwald (Hoher Vogelsberg). In: *Eiszeitalter und Gegenwart* 48, S. 67–71.

- VÖLKEL, J. und M. LEOPOLD 2001: Zur zeitlichen Einordnung der jüngsten periglazialen Aktivitätsphase im Hangrelief zentraleuropäischer Mittelgebirge. In: Zeitschrift für Geomorphologie N.F. 45, S. 273–294.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1993: VwV anorganische Schadstoffe.- Dritte Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden.- Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg (Hrsg.): Innenministerium 41. Jg. (1993) Nr. 30, 1029-1036, Stuttgart.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995: Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. (= Luft, Boden, Abfall, 31).
- ZAUNER, G. 1996: Schwermetallgehalte und -bindungsformen in Gesteinen und Böden aus südwestdeutschem Jura und Keuper. (= Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 31).