

Forschungsbericht FZKA/BWPLUS

**Fallstudien zur Bewertung und Entwicklung
forstbetrieblicher Optionen zur Sicherung der Wassergüte
in bewaldeten Einzugsgebieten**

von

K. v. Wilpert, J. Niederberger, H. Puhlmann

FVA Baden-Württemberg
Abt. Boden und Umwelt

Förderkennzeichen: BWR 22014

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit
Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

August 2007

Kurzfassung

Ziel des Projektes war die Entwicklung und Bewertung forstbetrieblicher Behandlungsstrategien und Steuerungsmöglichkeiten für die chemische Bachwasserqualität zur langfristigen Trink- und Grundwasserversorgung, im Sinne einer nachhaltigen Wasserversorgung. In der Fallstudie Conventwald wurde der Einfluss verschiedener Baumartenzusammensetzungen und unterschiedlicher flächiger Hiebsmaßnahmen untersucht. Im Gebiet der Kleinen Kinzig sollte die Wirkung der Waldkalkung auf die Hydrosphäre untersucht werden. In den dortigen Buntsandstein-Einzugsgebieten ist das Abflussgeschehen vom oberflächennahen Deckschichtenabfluss dominiert. Im Gebiet der Kleinen Kinzig zeigte sich auf den nicht gekalkten Flächen eine deutlich stärker fortgeschrittene Versauerung. Dies zeigte sich sowohl bei den Basenvorräten im Boden als auch beim gewässerchemischen Status des Vorfluters.

Summary

The research project aimed at developing and evaluating suitable options of forest management for preserving the long-term sustainability of the chemical quality of surface water and groundwater, in terms of a sustainable drinking water supply from forested water catchments. In the “Conventwald” case study, various tree species compositions and various methods for the harvesting as well as the subsequent stand regeneration were evaluated with respect to their impact on the element leakage below the rooting zone. The “Kleine Kinzig” case study investigated the influence of forest liming on the chemical quality of surface water and groundwater. In the Triassic sandstone catchments of the “Kleine Kinzig” case study, runoff generation is dominated by interflow in the periglacial debris layers. In the Kleine Kinzig catchments, soil acidification is markedly more intensive in the non-limed areas. This was observed both, in the base pools of the soil and in the element concentrations of the brooks and the springs in the catchments.

1 Einleitung

Waldböden gelten als Quelle für hochwertiges Trinkwasser. Durch die Säure- und Stickstoffbelastung der letzten Jahrzehnte sind die Puffer- und Filterwirkungen der Waldböden merklich eingeschränkt (von Wilpert & Zirlewagen, 2001). Für die Trinkwassergewinnung ist es von Interesse, möglichst qualitativ gutes Rohwasser zu erhalten. Eine Vielzahl der Vorfluter im Schwarzwald sind stark bis sehr stark versauert (Hinderer, 2000; Braukmann, 2000). Ziel dieser Untersuchung ist es, die Wirkung von Bodenschutzkalkungen auf die chemische Zusammensetzung des Oberflächenwasser zu bestimmen, sowie mögliche waldbauliche Handlungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Trinkwasserqualität aufzuzeigen.

Die chemische Zusammensetzung des Bachwassers wird von der Zusammensetzung der zuströmenden Komponenten bestimmt. Diese werden durch die chemischen Eigenschaften des jeweils durchströmten Bodens bzw. Gesteins bestimmt, wobei die Verweilzeit einen maßgeblichen Einfluss hat. Grundwasser – mit langen Verweilzeiten und langsamen Fließgeschwindigkeiten – befindet sich in einem gleichgewichtsnäheren Zustand mit seiner Umgebung als oberflächennahes schnell bewegliches Sickerwasser oder lateral abfließender Zwischenabfluss.

Die chemischen Eigenschaften der durchströmten Medien werden durch die Geologie, also die Zersetzung des anstehenden Gesteines und seiner Lösungsprodukte, bestimmt. Die Bestandesstruktur spielt jedoch ebenfalls eine Rolle, da Bäume Nährelemente selektiv aufnehmen können und darüber hinaus in der Lage sind unterschiedliche Tiefenstufen zu erschließen (Dyck & Peschke, 1995).

Forstliche Maßnahmen wie Baumartenwahl und/oder Art der Hiebsführung und Verjüngung wirken in der Regel auf den Oberboden bzw. den Wurzelraum. Dies gilt auch für Bodenschutzkalkungen. Bodenschutzkalkungen werden in Baden-Württemberg im Staatswald flächendeckend durchgeführt, um den negativen Wirkungen der Säuredeposition mit dem Niederschlag entgegen zu wirken (Schäffer et al., 2002). Da eine Bodenschutzkalkung hauptsächlich im Oberboden wirksam ist, muss ein nicht unerheblicher Teil der Abflussbildung im Oberboden stattfinden, damit eine Bodenschutzkalkung direkt auf die chemische Zusammensetzung des Bachwassers wirken kann. Da zum Einfluss von Baumartenwahl und Hiebsführung auf Stoffhaushalt und Sickerwasserqualität von Waldböden bereits zahlreiche Veröffentlichungen vorliegen (von Wilpert et al., 1996; von Wilpert et al., 2000; von Wilpert & Zirlewagen, 2001) wird hier der Fokus auf den Zusammenhang zwischen Bodenschutzkalkungen und Wasserqualität gelegt.

1.1 Ziel der Untersuchung

Die in der Einleitung diskutierten Veränderungen des bodenchemischen Zustands durch Stickstoff- und Säureeinträge aus der Luft können durch Bodenschutzkalkung kompensiert

werden. In der Fallstudie Kleine Kinzig wurde untersucht, inwieweit Bodenschutzkalkung die Pufferkapazität der Waldböden flächig erhöht und dadurch die Auswaschung von für Grund- und Oberflächenwasser schädlichen Versauerungsprodukten reduziert. Zu diesem Zweck wurden zwei Teileinzugsgebiete des Trinkwasserspeichers Kleine Kinzig ausgewählt — eines vollständig und z.T. mehrfach gekalkt, das andere nur einmal zu etwa 50 % gekalkt. In diesen beiden Einzugsgebieten wurde die flächenhafte Austauschbelegung der Böden mit Neutralkationen, sowie Elementfrachten mit dem Bodenwasser, dem oberflächennahen Hanggrundwasser und dem Bachwasser, verglichen. Um den Einfluss der Pufferkapazität in der Bodenzone für den Grund- und Bachwasserchemismus zu quantifizieren, muss der Einfluss der Fließwege vom Niederschlag über die Infiltration in den Boden und Interaktion mit dem Grundgestein grundsätzlich verstanden werden. In einem differentialdiagnostischen Ansatz wurden die Effekte der Bodenpassage vom Einfluss der tiefer liegenden Fließwege unterschieden.

1.2 Umsetzung der Projektarbeiten

Die Projektarbeiten sollen sowohl waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten erarbeiten und belegen sowie die Bedeutung der Bodenschutzkalkung auf die chemische Qualität von Grund- und Oberflächenwasser untersuchen. Der erste Aspekt ist in zahlreichen Veröffentlichungen basierend auf dem Datenmaterial der seit über 15 Jahren untersuchten Ökosystemfallstudie Conventwald hinreichend aufgearbeitet (von Wilpert & Mies, 1995; von Wilpert et al., 1996; von Wilpert et al., 2000; von Wilpert & Zirlewagen, 2001; von Wilpert & Zirlewagen, 2004; von Wilpert, 2005; von Wilpert & Zirlewagen, 2007). Da sich die Untersuchungen der Bedeutung der Bodenschutzkalkung für die Wasserqualität methodisch deutlich aufwendiger gestalteten als im Projektantrag erwartet, wurden die Projektarbeiten auf die Fallstudie Kleine Kinzig fokussiert und die Ergebnisse aus der Fallstudie Conventwald übernommen. Dies hat zur Folge, dass der Forschungsbericht die Arbeiten und Ergebnisse aus der Fallstudie Kleine Kinzig detailliert beschreibt. Die Ergebnisse aus der Fallstudie Conventwald wurden Originalveröffentlichungen entnommen und in die „Richtlinie zur ressourcenschonenden Waldbewirtschaftung in bewaldeten Wassereinzugsgebieten“ einbezogen. Der Manuskriptentwurf der Richtlinie ist am Ende dieses Schlussberichts beigefügt. Es ist geplant und mit dem Wasserzweckverband Kleine Kinzig verabredet, dass die Richtlinie und ihre Inhalte im Frühjahr 2008 in einem Workshop vor Wasserwerksbetreibern und unter Einbeziehung des Verbandes der Talsperrenbetreiber vorgestellt und inhaltlich erläutert bzw. diskutiert wird.

2 Instrumentierung und Probenahme

Die Instrumentierung der Untersuchungsflächen und das Probenahmeschema verfolgte in beiden Einzugsgebieten das Ziel, sowohl die Menge des Wasserflusses als auch Elementkonzentrationen in unterschiedlichen Wasserkörpern entlang des Flusspfades vom Niederschlag bis zum Gebietsaustrag zu untersuchen. Messungen wurden im Bodensickerwasser, im Hanggrundwasser, in Quellen und in zahlreichen Abschnitten entlang

der Bachläufe durchgeführt. Zusätzlich wurden Bodenproben in Kleinprofilen, im 200 x 200 m-Abstand über die gesamte Einzugsgebietsfläche hinweg entnommen. An den Bodenproben wurde die Austauschbelegung der Bodenmatrix analysiert.

2.1 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

2.1.1 Topographie

Die Untersuchungsgebiete sind Teileinzugsgebiete des Trinkwasserspeichers Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald, ca. 5 km südwestlich von Freudenstadt (Abb. 1).

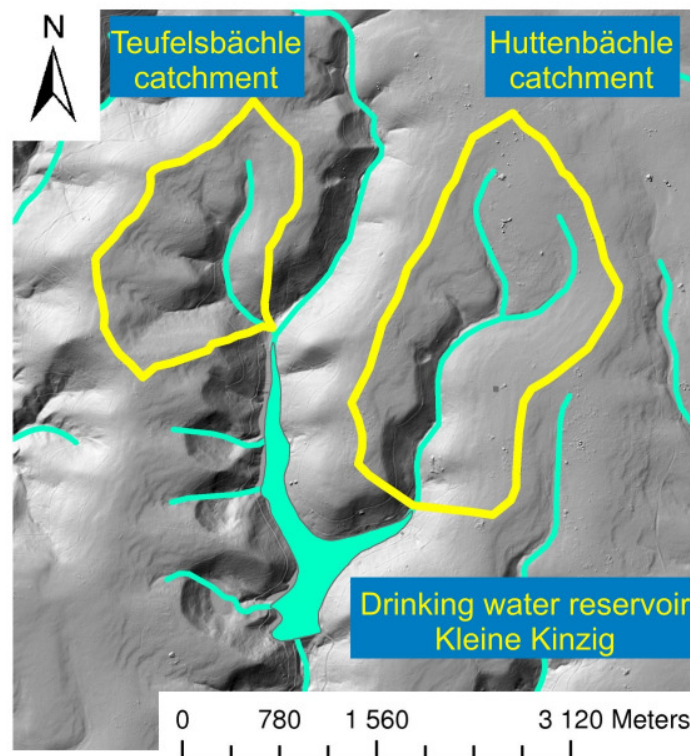


Abb. 1: Trinkwassertalsperre „Kleine Kinzig“ und die untersuchten Teileinzugsgebiete Huttenbächle (rechts) und Teufelsbächle (links).

Das Einzugsgebiet (EG) des Huttenbächle hat eine Fläche von 3,92 km² und eine mittlere Höhe von 780 m+NN (600-810 m+NN). Die durchschnittliche Hangneigung beträgt 6,9° und das Einzugsgebiet ist nach Süd-Südwest exponiert. Die Größe des EG Teufelsbächle beträgt 2,16 km² mit einer durchschnittlichen Höhe von 790 m+NN (600-840 m+NN). Die durchschnittliche Hangneigung ist dort mit 10,4° höher als im EG Huttenbächle. Das EG Teufelsbächle ist nach Südost exponiert.

2.1.2 Klima

Die Klimabedingungen sind zwischen beiden Einzugsgebieten gut vergleichbar. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 1700 mm (Niederschlagsstation an der Staumauer; Mittelwert für die Jahre 1985-2006), wovon etwa ein Drittel während der

Vegetationsperiode zwischen Mai und Oktober fällt. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei ungefähr 7,9 °C in den unteren Bereichen der Einzugsgebiete und bei 6,6 °C in den höher gelegenen Flächen. Die durchschnittliche Abflussspende ist mit Werten von 33 l/s/km im Huttenbächle und 31 l/s/km im Teufelsbächle zwischen den beiden Einzugsgebieten nahezu identisch.

2.1.3 Geologie

Auch die geologischen Bedingungen sind in den beiden Einzugsgebieten weitgehend vergleichbar. In den beiden Einzugsgebieten sind – abgesehen von lokalen alluvialen und glazialen Ablagerungen – Buntsandsteinformationen die prägende geologische Einheit (Abb. 2 und 3). Der einzige Unterschied in der Geologie der beiden untersuchten Teileinzugsgebiete (Abb. 2) ist der höhere Anteil von Verebnungen auf Schichten des Oberen Buntsandstein im Huttenbächle – Einzugsgebiet und der höhere Anteil an Schichten des Unteren Buntsandstein im Unterlauf des Teufelsbächle. Sowohl die Schichten des Oberen als auch des Unteren Buntsandstein weisen gegenüber den anderen Buntsandsteinschichten einen geringfügig höheren Ton- Feldspat- und Karbonatgehalt auf (Pyka, 1986; Gayer u. Gwinner, 1991).

Entsprechend der Eck'schen Gliederung wird der Buntsandstein im Schwarzwald unterteilt in:

- Oberer Buntsandstein (so):
 - Rötton (sor)
 - Plattensandstein (so)
- Mittlerer Buntsandstein (sm):
 - Hauptkonglomerat (smc2)
 - Bausandstein (sm)
 - Ecksches Konglomerat (smc1)
- Unterer Buntsandstein (su)

Für beide Untersuchungsgebiete liegen detaillierte hydrogeologische Kartierungen vor (Preuss, 1986 für das Einzugsgebiet Teufelsbächle; Pyka, 1986 für das Einzugsgebiet Huttenbächle). Der anstehende Buntsandstein besteht überwiegend aus Quarzsand mit variablen, aber durchweg geringen Gehalten an Glimmer, Kalzit und Tonbändchen. Das Verwitterungsprodukt der Buntsandsteinschichten ist grob und weist einen hohen Anteil an Frakturen und Klüften auf. Der Mineralgehalt ist von Quarz dominiert und der Gehalt an Neutralkationen (Kalzium, Magnesium und Kalium) ist im Allgemeinen sehr niedrig. Damit sind die Buntsandsteinschichten einerseits für Wasser sehr durchlässig und weisen gegenüber Säureinträgen eine niedrige Pufferkapazität auf. Die Versauerungsfront erreicht deshalb auf Buntsandsteinböden schnell den Unterboden und kann in den Kluftwasseraquifer, das tiefere Grundwasser und das Bachwasser durchbrechen.

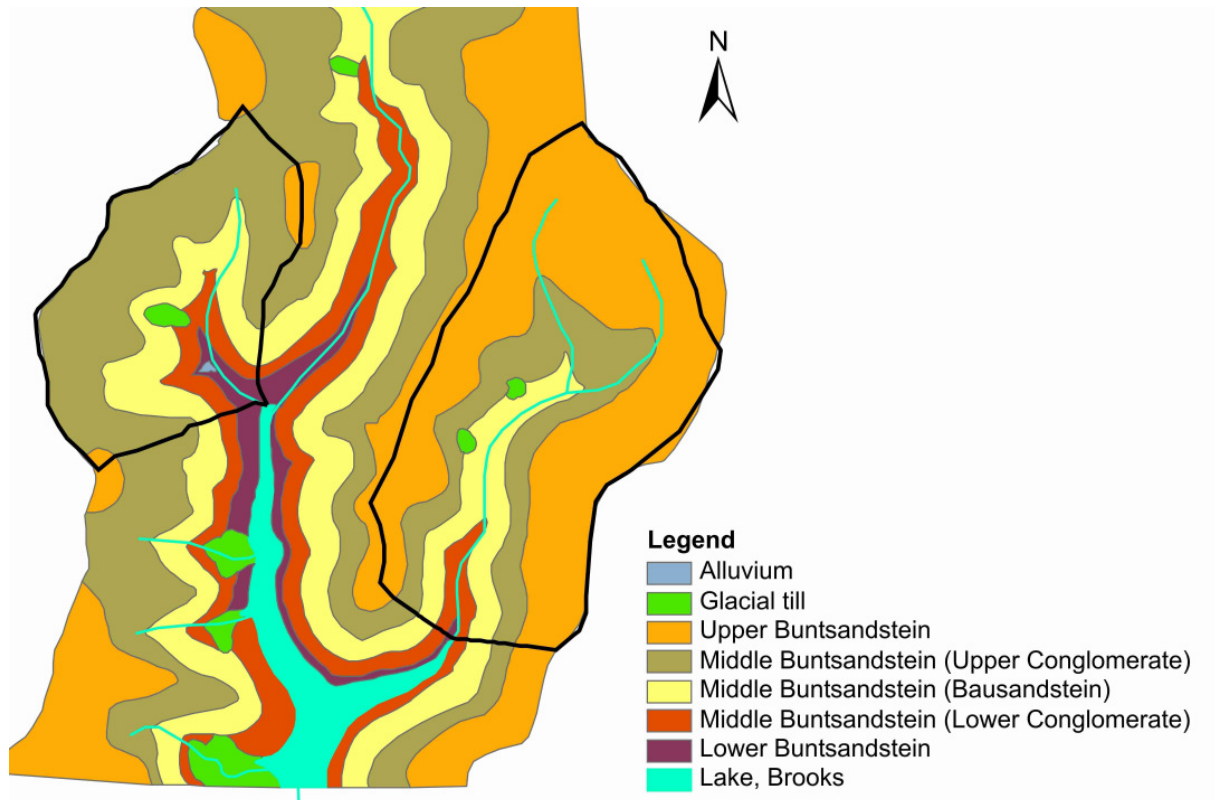


Abb. 2: Anstehende geologische Formationen in den Einzugsgebieten Huttenbächle (rechts) und Teufelsbächle (links).

Der Wassertransport durch den Buntsandstein-Untergrund erfolgt hauptsächlich im Kluftsystem. Bausandstein und unteres Ecksches Konglomerat (beides Mittlerer Buntsandstein) sind klüftiger als das obere Konglomerat. Die niedrige Klüftigkeit im unteren Konglomerat und das Vorhandensein von Tonschichten zwischen Bausandstein und unterem Konglomerat rufen einen Quellhorizont in diesem Bereich hervor. Im Bereich des Unteren Buntsandsteins existieren ebenfalls undurchlässige Schichten, die zu einem Quellhorizont oberhalb des Unteren Buntsandsteins führen. In einigen Bereichen sind die verwitterten Sandsteinschichten unterhalb der periglazialen Hangschuttdecke ebenfalls relativ dicht, so dass am Hangfuß der Hangdecke flach sitzende Quellen auftreten. Der Grundwasserfluss in den Untersuchungsgebieten kann vereinfachend folgendermaßen beschrieben werden: Das Wasser sickert durch die periglaziale Deckschicht und durchlässige Sandsteinschichten bis es auf mehr oder weniger undurchlässige Sperrschichten trifft und dem Schichtenstreifen der Sandsteinformationen folgend in südöstlicher Richtung fließt, bis es hauptsächlich an den westlichen Talhängen in Form von Schichtquellen auftritt. Diese Quellen haben typischerweise eine relativ konstante Schüttung und sind in ihrer chemischen Signatur deutlich vom tieferen Grundgestein beeinflusst. Im Gegensatz dazu stehen die sehr viel selteneren Quellen an den östlichen Taleinhängen, die als Überlaufquellen zu bezeichnen sind und die chemische Signatur des schnell fließenden Interflows und des obersten Grundwasserkörpers in der periglazialen Deckschicht repräsentieren (Sawatzki, 1994).

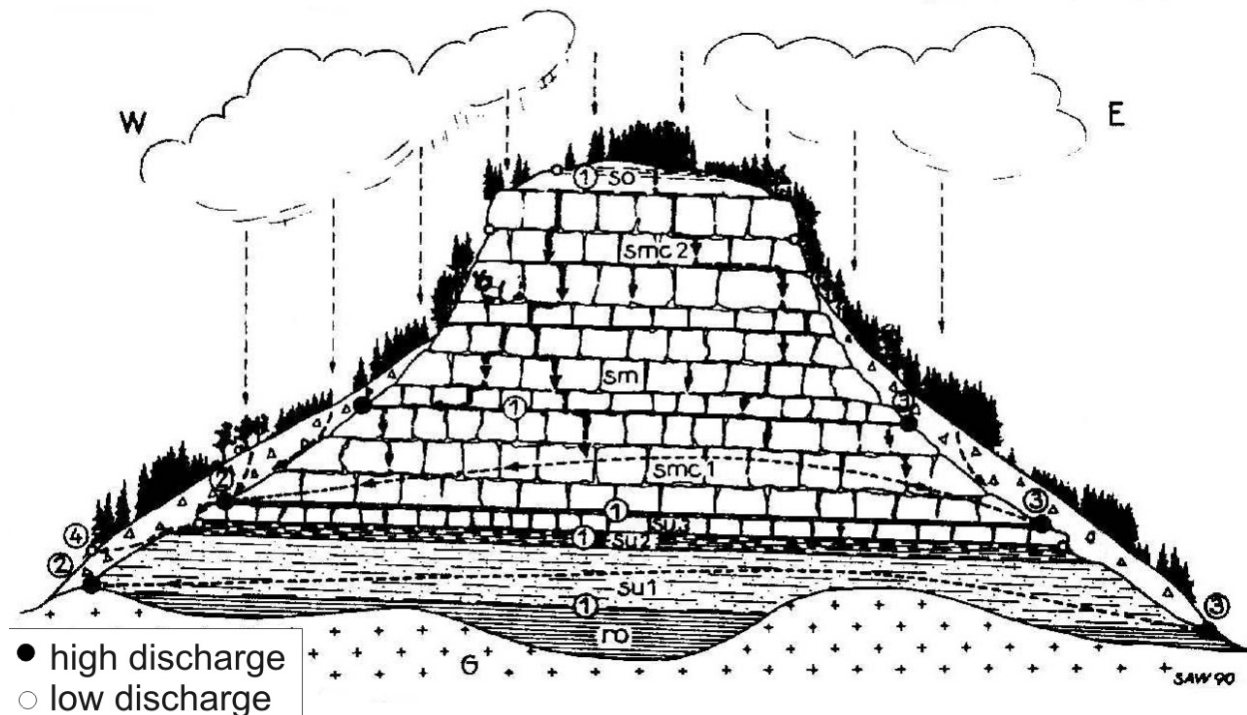


Abb. 3: Grundwasserverhältnisse in den Formationen des Buntsandsteins: 1 = Wasser führende Schichten, 2 = Sättigungsflächenquelle, 3 = Schichtquelle, 4 = Quelle in der periglazialen Schuttdecke, so = Oberer Buntsandstein, smc2 = Mittlerer Buntsandstein (Oberes Konglomerat), sm = Mittlerer Buntsandstein (Bausandstein), smc1 = Mittlerer Buntsandstein (Unteres Konglomerat), su = Unterer Buntsandstein, ro = Oberrotliegendes, G = Granit (aus Sawatzki, 1994).

Aufgrund der mit ca. 2° nach Südosten einfallenden Schichten steht im Einzugsgebiet Huttenbächle in den Hochlagen flächendeckend Oberer Buntsandstein an, während dieser im EG Teufelsbächle nur in Form stark verwitterter Inseln auftritt (Abb. 2 und Abb. 6). Die Horizonte des Oberen Buntsandsteins enthalten durch Kalkbänke und kalkige Einschaltungen des Plattensandsteins einen erhöhten Karbonatanteil. Quellwässer, die direkt aus den Schichten der Oberen Buntsandsteins entspringen, führen dementsprechend einen vergleichsweise hohen Anteil an Kalzium, Magnesium und Hydrogenkarbonat.

Eine ähnliche Situation ist in den Schichten des Unteren Buntsandsteins gegeben, wie sie im Unterlauf des Teufelsbächle anstehen. dieser besteht aus „mittel- bis feinkörnigen, plattigen, tonig gebundenen Sandsteinen mit Lagen von Tonsiltstein“ und enthält neben seinen Quarzanteilen Feldspat, Karbonat und gelegentlich etwas Glimmer. „Der Karbonatgehalt zeigt sich an mangan- und eisenhaltigen Verwitterungsrückständen, die das Gestein mit braunen bis schwarzen Punkten und Flecken, vereinzelt auch lagenweise durchsetzen“ (Pyka, 1986). Letztere sind am Unterlauf des Teufelsbächle deutlich erkennbar.

2.1.4 Boden

Buntsandstein verwittert zu sandigen oder sandig lehmigen Substraten, aus denen an den Talhängen Podsole oder podsolige Braunerden und in den abflussträgen Plateaulagen hydromorphe Böden gebildet werden.

Auf den Kuppen und schwach geneigten Hochlagen sind staunasse Böden verbreitet und bilden die im Untergrund dichten Missen des Nordschwarzwalds, Stagnogleye und Pseudogleye. Die ebenen und schwach geneigten Böden werden natürlicherweise nur schwach drainiert, besonders dort, wo noch der tonreiche Obere Buntsandstein ansteht wie im NO des Huttenbächle - Einzugsgebiets. Dadurch wird der Beitrag zur Abflussbildung aus diesen Plateaulagen im wesentlichen durch Oberflächenabfluss oder oberflächennahen Interflow (in den durchlässigeren Sw – Horizonten) gebildet. Die Passage durch den an Neutralkationen reicheren geologischen Untergrund ist durch diese oberflächliche „Versiegelung“ weitgehend aus der Abflussbildung ausgeblendet (siehe hierzu auch Kap. 2.3).

An den steilen Hanglagen ausgebildet sind Podsole und podsolige Braunerden. Podsolen und podsoligen Braunerden gemein ist Nährstoffarmut, geringe Basensättigung, ein weites C/N-Verhältnis, eine schwer abbaubare organische Auflage, Auswaschungsprozesse im Oberboden und Ausfällungsprozesse im Unterboden. Das sandig bis sandig-lehmige Substrat lässt hohes Infiltrationsvermögen und gute Durchlässigkeit erwarten. Durch den Prozess der Podsolierung sind jedoch Horizonte von schwach bis stark verminderter Wasserleitfähigkeit in weniger als einem Meter Tiefe ausgebildet.

In den Kolluvien der Rinnen und Senken sowie in kleinen quelligen Lagen sind humose Quell- bis Hangogleye zu finden, wo sie oberflächennahes Grundwasser anzeigen.

2.1.5 Waldbestand

Die beiden untersuchten Einzugsgebiete sind nahezu vollständig von Wald bedeckt. Die Baumarten-Zusammensetzung ist mit 52 % Fichte, 37 % Tanne und 9 % Buche sowie 2 % Lärche im EG Huttenbächle und 52 % Fichte, 45 % Tanne und 3 % Buche im EG Teufelsbächle sehr vergleichbar.

2.1.6 Bodenschutzkalkungen

Kalkungskampagnen wurden in beiden Einzugsgebieten durchgeführt, um der Versauerungswirkung von sauren Depositionen aus der Luft im Boden entgegenzuwirken (Abb. 4). Die Kalkung wurde im EG Huttenbächle im Jahr 1982 begonnen; 1991 war der größte Teil des Einzugsgebiets gekalkt.

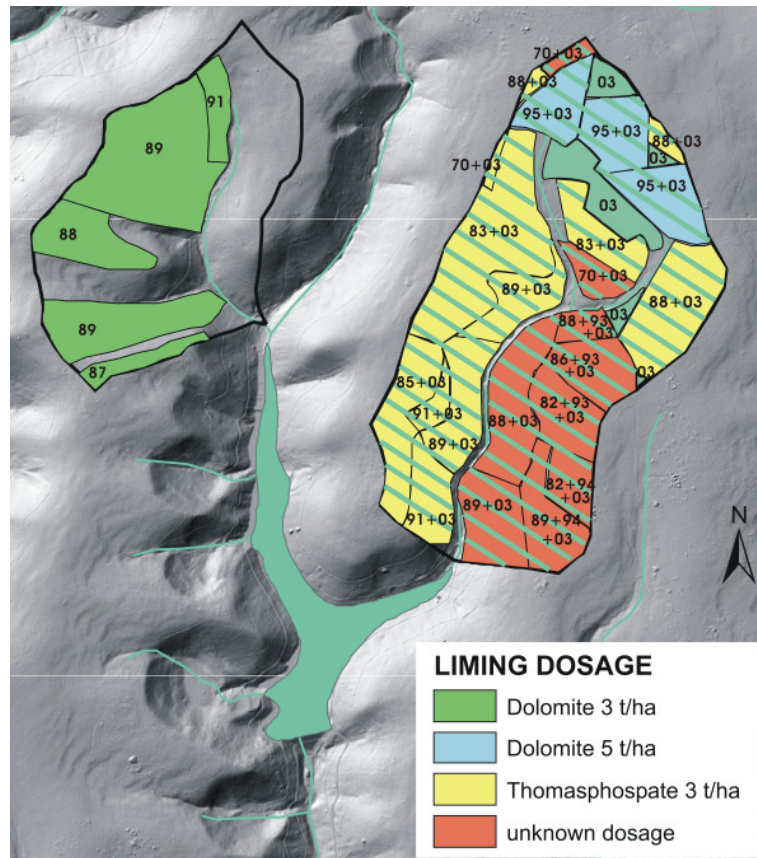


Abb. 4: Kalkungsflächen in den Einzugsgebieten Huttenbächle (rechts) und Teufelsbächle (links) mit Jahr und Dosierung der Kalkung (Schraffur = Wiederholungskalkung 2003).

Restflächen wurden bis 1995 gekalkt. Im Jahr 2003 wurde die Kalkung über das ganze Einzugsgebiet hinweg mit einer Dosierung von 3 t/ha Dolomit wiederholt. Im EG Teufelsbächle bedecken die Kalkungsflächen nur ca. 50 % der Einzugsgebietsfläche und die Kalkung wurde später nicht wiederholt. Im Huttenbächle – Einzugsgebiet betrug die gesamte im Zeitraum 1983 – 2003 verabreichte Kalkmenge durchschnittlich knapp 7 t/ha, während im Teufelsbächle – Einzugsgebiet die durchschnittliche Dosierung für den gleichen Zeitraum 1,5 t/ha betrug. Sowohl Dosierung, als auch die chemische Zusammensetzung des Kalkmaterials und der Zeitpunkt der Ausbringung entsprechen nicht einem standardisierten Versuch mit klaren Rahmenbedingungen, sondern einem Praxisversuch. Dies erschwert die Interpretation der Messungen und Befunde, da das gewässerchemische Signal der Kalkungswirkung nicht als klar identifizierbarer Peak auftritt.

2.2 Klima- und Depositionsmessungen

Niederschlag und Lufttemperatur wurden direkt im Untersuchungsgebiet gemessen. Die Entfernung der Klimastation zum Messwehr im Teufelsbächle beträgt ungefähr 2,5 km und zum Messwehr im Huttenbächle etwa 1,5 km. Darüber hinaus wurden die meteorologischen Daten des Deutschen Wetterdienstes von der Station Wolfach (19 km entfernt vom Untersuchungsgebiet), Freudenstadt (3 km), Lützenhardt (14 km) und Baiersbronn (12 km) benutzt. Die Depositionsdaten stammen aus dem landesweiten Depositionsmessnetz, von den Stationen Freudenstadt (3 km Entfernung) und Stöckerkopf (1 km).

2.3 Beprobung von Bachwasser, Hanggrundwasser und Bodenwasser

Wasserproben wurden 2-wöchentlich an verschiedenen Probenahmestellen entlang der Bachläufe und an den Quellen genommen (Abb. 5).

In jedem Einzugsgebiet wurde das Hanggrundwasser 2-wöchentlich entlang eines Transekts mit 23 Piezometerrohren im 20 m-Abstand beprobt (Lage der Transekte siehe Abb. 5). Die Hanggrundwasserstände wurden in den Piezorohren in 10-minütigen Intervallen mittels Schwimmern und Read-Kontakten automatisch registriert. Am untersten Piezorohr der beiden Transekte wurden jeweils der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit im Stundenintervall erfasst. In beiden Einzugsgebieten wurden in jeweils zwei Probenahmeplots Saugkerzen (20 und 80 cm Bodentiefe) installiert, wobei ein Plot am Unterhang und einer am Oberhang eines jeden Hangwassertransekts angelegt wurde. In den Saugkerzenplots wurden aus jeweils fünf Saugkerzen je Tiefenstufe Mischproben gebildet und die Bodenwasserproben 2-wöchentlich genommen. Auf diese Weise konnten Elementkonzentrationen im Bodenwasser (Saugkerzen) mit denjenigen im Hanggrundwasser und im Bachwasser miteinander verglichen werden. Außerdem wurde das wenig bewegliche Porenwasser aus mit dem Bohrstock entnommenen Bodenproben (80 cm Bodentiefe) an mehreren Tagen beprobt. Diese so genannte D-Lösungen werden durch einen Überdruck von 1600 hPa gewonnen (Blattner et al., 2000). Die chemische Analyse der D-Lösung erfolgt mittels Kapillarelektrophorese, wodurch minimale Probevolumina bis zu 160 µl analysiert werden können. Die D-Lösung charakterisiert die von Pflanzenaufnahme wenig beeinflusste und damit stärker im Gleichgewicht mit gesteins- und bodenbedingten Nachlieferungsprozessen befindliche Wasserfraktion.

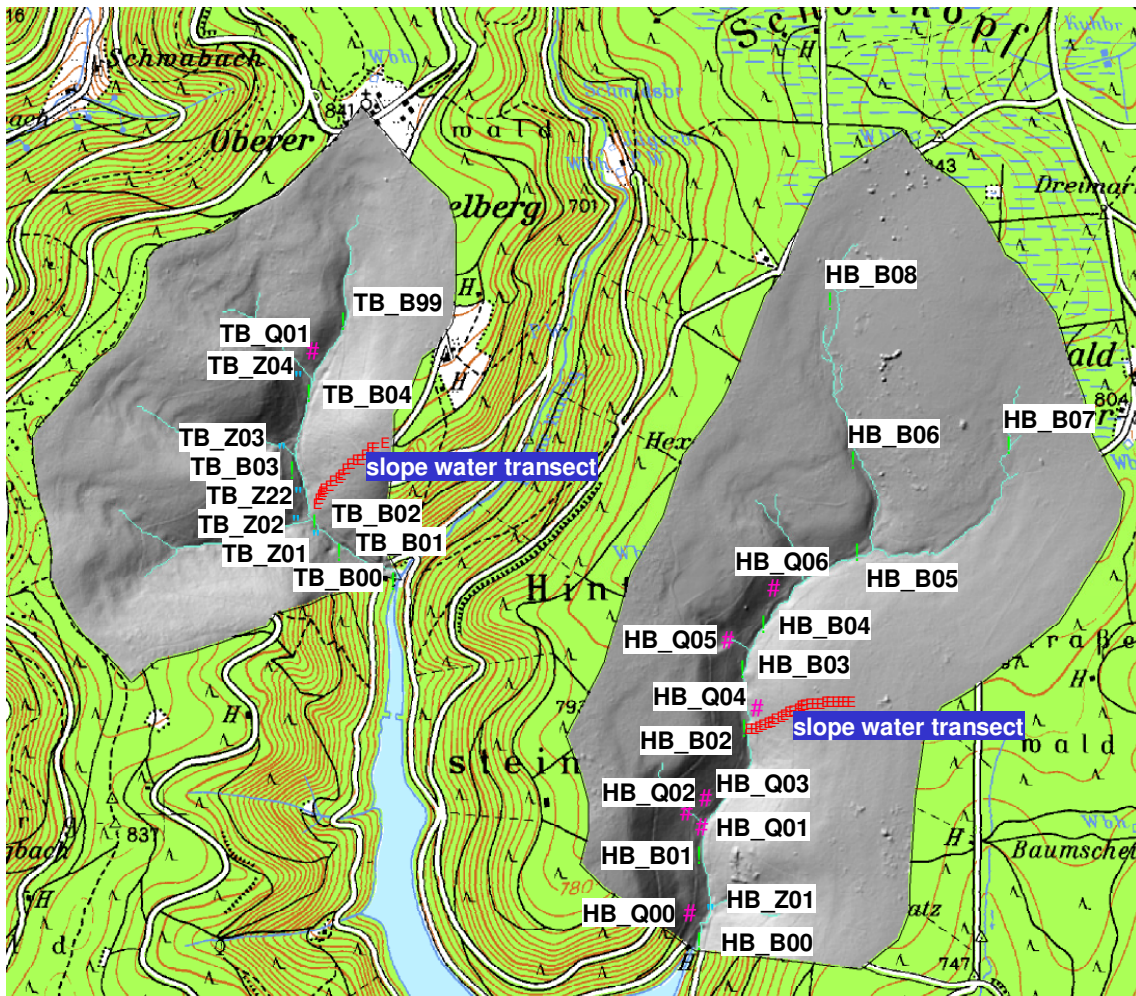


Abb. 5: Probenahmepunkte im EG Huttenbächle und im EG Teufelsbächle (B = Bäche, Z = Zuflüsse zu den Hauptbächen, Q = Quellen).

Die hohe Durchlässigkeit des anstehenden Buntsandsteins sowie der periglazialen Schuttdecke bedingt ein relativ schnelles Auslaufen der Grundwasserspeicher. Dies hat zur Folge, dass die Schüttungen der Quellen einer ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankung unterliegen und auch die Bachläufe sowie deren Zuflüsse zeitweise trocken fallen. Tab. 1 gibt einen Überblick über die verschiedenen Probenahmepunkte und der Häufigkeit der Probenahme an diesen Stellen.

In Tabelle 1 wird klar, dass Im Huttenbächle die Bach-Probenahmestellen HB_B03 - HB_B08 durchschnittlich an nur 25% der möglichen Probenahmeterminen Wasser führten und an Probenahmestelle HB_B06 der Bachlauf nahezu ganzjährig unterbrochen war. An dieser Stelle konnten nur an 2 von 75 möglichen Probenahmeterminen Proben genommen werden. Dies stützt die These, dass die ausgedehnten Verebnungen im NO des Huttenbächle – Einzugsgebiets, die von Schichten des Oberen Buntsandsteins gebildet werden, einerseits nur in untergeordnetem Ausmaß Oberflächenabfluss bilden und andererseits im Bereich der Probenahmestelle HB_B06 eine Versickerungsstrecke liegt, so dass die aus den Verebnungen periodisch abfließenden Wasser kaum zur Bildung des Gebietsabflusses beitragen.

Der Verlauf der hypsometrischen Kurven (Abb. 6) belegt die Vergleichbarkeit der beiden Einzugsgebiete. Lediglich i den obersten 10% der Einzugsgebietsfläche zeigt das Einzugsgebiet Huttenbächle einen höheren Anteil an Oberem Buntsandstein, was abgesehen von diesem vergleichsweise geringen Anteil aufgrund der oben dargestellten weitgehenden „hydrologischen Abkoppelung“ dieses Bereiches mit hoher Wahrscheinlichkeit den Gebietsabfluss in seiner chemischen Charakteristik nicht beeinflusst.

Tab. 1: Probenahmepunkte in den Einzugsgebieten Huttenbächle und Teufelsbächle, Zuordnung zur Buntsandsteinformation sowie Anzahl der Probenahmen.

	Probenahme- punkt	Probentyp	Formation	Messzeitraum	Anzahl Proben/mögl. Termine
Huttenbächle	HB_B00	Bach	su	22.12.03-24.01.07	74/75
	HB_B01	Bach	smc1	22.12.03-24.01.07	72/75
	HB_B02	Bach	sm	22.12.03-24.01.07	71/75
	HB_B03	Bach	sm	22.12.03-24.01.07	39/75
	HB_B04	Bach	sm	22.12.03-24.01.07	24/75
	HB_B05	Bach	sm	22.12.03-24.01.07	17/75
	HB_B06	Bach	smc2	22.12.03-24.01.07	2/75
	HB_B07	Bach	so	22.12.03-24.01.07	20/75
	HB_B08	Bach	so	22.12.03-24.01.07	13/75
	HB_Z01	Zufluss	smc1	21.04.04-19.04.06	29/51
	HB_Q00	Quelle	smc1	22.12.03-24.01.07	65/75
	HB_Q01	Quelle	smc1	22.12.03-24.01.07	70/75
	HB_Q02	Quelle	sm	22.12.03-24.01.07	70/75
	HB_Q03	Quelle	sm	22.12.03-24.01.07	50/75
	HB_Q04	Quelle	sm	22.12.03-24.01.07	71/75
	HB_Q05	Quelle	sm	22.12.03-24.01.07	49/75
HB_Q06	Quelle	sm	22.12.03-24.01.07	42/75	
Teufelsbächle	TB_B00	Bach	su	22.12.03-10.01.07	72/74
	TB_B01	Bach	su	22.12.03-10.01.07	69/74
	TB_B02	Bach	su	22.12.03-10.01.07	70/74
	TB_B03	Bach	smc1	22.12.03-10.01.07	70/74
	TB_B04	Bach	smc1	22.12.03-10.01.07	67/74
	TB_B99	Bach	sm	22.12.03-10.01.07	30/74
	TB_Z01	Zufluss	su	15.03.04-10.01.07	70/71
	TB_Z02	Zufluss	su	15.03.04-10.01.07	57/71
	TB_Z22	Zufluss	su	15.03.04-10.01.07	70/71
	TB_Z03	Zufluss	smc1	15.03.04-10.01.07	69/71
	TB_Z04	Zufluss	smc1	15.03.04-10.01.07	24/71
	TB_Q01	Quelle	sm	05.05.04-10.01.07	65/68

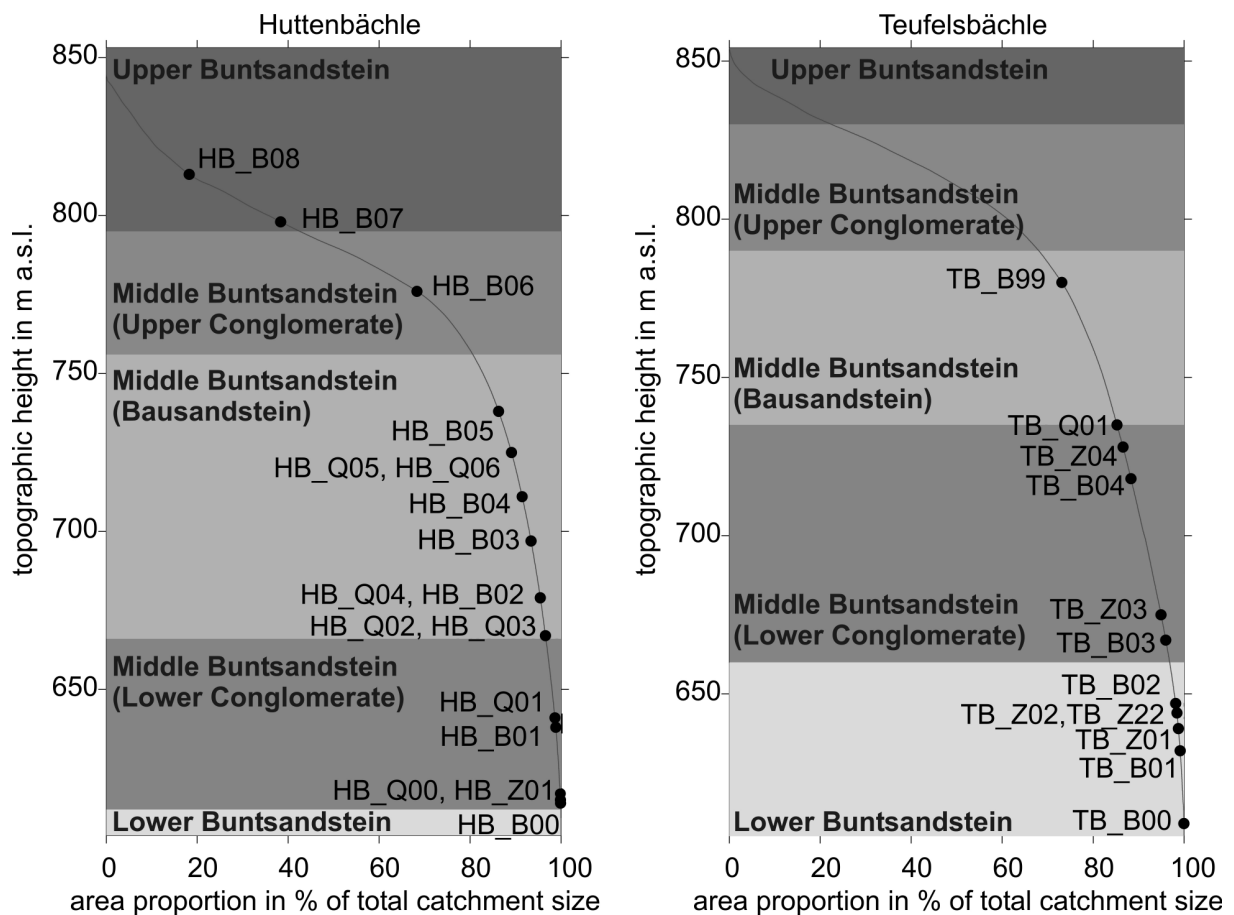


Abb. 6: Hypsometrische Kurven der Einzugsgebiete Huttenbächle (links) und Teufelsbächle (rechts) und die mittlere Höhenlage der in den Einzugsgebieten anstehenden geologischen Formationen. Die Kürzel HB_B00 bis HB_B08 geben die Lage der Probenahmestellen im Huttenbächle an; HB_Z01 ist eine Probenahmestelle an einem größeren Zulauf zum Hauptgewässer; HB_Q00 bis HB_Q06 sind Quellwasseraustritte. Die Nomenklatur der Probenahmestellen im EG Teufelsbächle ist analog.

In den Wasserproben wurden die Konzentrationen an Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, Si, Cl, SO₄, DOC, NO₃, NH₄, Gesamt-N und P gemessen. An beiden Messwehren wurde der Gebietsabfluss aus kontinuierlichen Wasserstandsmessungen bestimmt. Außerdem wurde die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Sowohl die Wasserstands- als auch die Leitfähigkeitsmessungen wurden in Abhängigkeit vom Wasserstand im 30 min-Takt oder im 1 min-Takt (bei Hochwasser) erhoben.

2.4 Beprobung der Bodenchemie

In beiden Teileinzugsgebieten wurden Bodenprofile in einem regelmäßigen 200x200 m-Netz angelegt (98 Bodenprofile im EG Huttenbächle und 55 Profile im EG Teufelsbächle). In den Mineralbodentiefen 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm sowie von der Humusaufgabe getrennt nach Of-Oh-Lage wurden gestörte Bodenproben für die chemische Analyse entnommen. Außerdem wurden an allen Positionen der Hanggrundwasserpegel Bohrstockproben in 20 und 80 cm Bodentiefe – analog zu den Saugkerzentiefenstufen –

gewonnen. Zur Bestimmung der Austauschbelegung mit Kationen wurden die homogenisierten Mineralbodenproben mit 1 NH₄Cl-Lösung perkoliert. Die so gewonnene Lösung wurde mittels ICP-OES analysiert. Es wurden die Elemente Ca, K, Mg, Na, Al, Fe und Mn bestimmt. Aus der Summe der austauschbaren Kationen wurde die effektive Kationenaustauschkapazität (CEC_{eff}) berechnet. Hierbei wurden austauschbare Protonen nach Ulrich et al. (1984) berücksichtigt (DIN, Deutsches Institut für Normung, 2007). Außerdem wurden im 2:1-Wasserextrakt die Anionen Cl, SO₄ und NO₃ ionenchromatographisch sowie gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und NH₄ photometrisch bestimmt. Gesamtgehalte an Kohlenstoff und Stickstoff wurden elementaranalytisch bestimmt. Der pH-Wert wurde in wässriger Lösung mittels Einstabelektrode gemessen.

2.5 Elektrische Widerstandstomographie

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Meteorologie und Klimaforschung am Forschungszentrum Karlsruhe wurden drei geoelektrische Messkampagnen durchgeführt. Die Messkampagnen wurden dankenswerterweise von Dr. Christian Hauck unterstützt und ausgewertet. Mit den geoelektrischen Untersuchungen wurden folgende Ziele verfolgt:

- Es sollte die Oberfläche des festen Grundgesteins als untere Randbedingung der Fließregion im Boden und in der Hangschuttdecke identifiziert werden.
- In der Hangschuttdecke sollten Inhomogenitäten, wie die Verteilung größerer Felsblöcke, erkannt werden.
- Aus dem Vergleich der drei Messkampagnen sollte die räumliche Verteilung des Bodenwassergehalts hergeleitet werden.

Die elektrische Widerstandstomographie (electrical resistivity tomography, ERT) basiert auf Unterschieden im elektrischen Widerstand zwischen verschiedenen Boden- und Felsmaterialien. Dies schließt sowohl Festphasen als auch Flüssigphasen im Boden ein. In einer homogenen Bodenmatrix herrscht bei hoher Wassersättigung ein niedriger elektrischer Widerstand, während hohe Widerstände mit niedriger Wassersättigung verknüpft sind. Bei der Widerstandsmessung mit Gleichstrom (direct current, DC) wird der elektrische Strom über zwei Elektroden in den Boden eingespeist. Der integrale Widerstand des Untergrundes wird dann dadurch bestimmt, dass das elektrische Potenzial zu zwei weiteren Elektroden bestimmt wird und durch die Stromstärke dividiert wird. Indem man die so gewonnenen Widerstandswerte mit einem vom Elektrodenabstand abhängigen geometrischen Faktor multipliziert und diese Auswertung sukzessive auf unterschiedliche Elektrodenabstände anwendet, wird der so genannte scheinbare elektrische Widerstand in einem 2-dimensionalen Gitternetz bestimmt. Unter Anwendung eines tomographischen Inversionsalgorithmus (RES2DINV) können diese scheinbaren Widerstandswerte zu einem spezifischen, 2-dimensionalen Widerstandsmodell des Untergrundes invertiert werden. Durch die Veränderung der Abstände zwischen den Elektroden wird die Tiefe der betrachteten Bodenzone modifiziert. Kleine Elektrodenabstände fokussieren die Betrachtung

auf den Oberboden, größere Abstände lassen Strukturen in tieferen Bodenzonen erkennen (Hauck, 2002; Hauck & Scheuermann, 2005). Um Feuchteschwankungen entlang des untersuchten Hangtransekts erkennen zu können, wurden die ERT-Messungen an drei unterschiedlichen Zeitpunkten mit einem fix installierten Elektroden-Transekt durchgeführt. Ein permanent installiertes Elektrodennetz filtert die durch Schwankungen im Elektrodenabstand und/oder Inhomogenitäten im geologischen Untergrund erklärten Variationen des elektrischen Widerstands effektiv heraus. Deshalb können zeitliche Schwankungen des elektrischen Widerstands mit zeitlichen Schwankungen der Verteilung des Wassergehalts in der 2-dimensionalen Betrachtungsebene erklärt werden. Eine detaillierte Beschreibung der Theorie geoelektrischer Messungen und der hier angewendeten Auswertungsmethoden findet sich bei Hauck und Scheuermann (2005).

Für die drei ERT-Messkampagnen wurden im EG Huttenbächle entlang eines Hangtransekts (Abb. 5) 423 Elektroden auf einer Messstrecke von 422 m Länge eingebaut. Die einzelnen Elektroden reichten bis zu einer Tiefe von 1 m in den Boden hinein und wurden möglichst störungsarm senkrecht eingeschlagen. Insgesamt wurden drei Messkampagnen durchgeführt, um Messdaten bei möglichst unterschiedlichen Feuchtesituationen zu erhalten. Die Messungen wurden im Juni 2005 (Übergang zur trockeneren Vegetationszeit), im Oktober 2005 (trockenste Phase am Ende der Vegetationszeit) und im April 2006 (maximale Wassersättigung nach der Schneeschmelze) durchgeführt. Um die Grenze zwischen Festgestein und Hangschuttdecke zu identifizieren, wurde für die Auswertung ein Elektrodenabstand von 10 m gewählt. Niedrigere Elektrodenabstände (1 m und 5 m) wurden benutzt, um Inhomogenitäten wie Felsblöcke in der Hangschuttdecke zu erkennen. Feuchteverteilungen in der Bodenzone wurden anhand des 1 m-Elektrodenabstandes abgeleitet.

Zur empirischen Kalibrierung der ERT-Messungen wurden an den einzelnen Elektrodenpositionen während der ERT-Kampagnen mittels FDR-Sonden Wassergehalte in 20 cm Bodentiefe bestimmt.

2.6 Statistische Verfahren

Für den Vergleich massenstatistischer Messungen (z.B. Bodenproben etc.) wurden i.d.R. nicht-parametrische Signifikanztests angewandt. Bei der Auswertung hinreichend langer Zeitreihen, wie sie in den Bachwasseranalysen vorlagen, kamen zeitreihenanalytische Verfahren zur Anwendung.

2.6.1 Zeitreihenanalytische Verfahren

Inhomogenitäten in Zeitreihen können mit Hilfe von Doppelsummenanalysen erkannt werden. Dabei wird für einen Zeitraum die zu untersuchende Zeitreihe gegen eine Referenzzeitreihe in Form kumulierter Messwerte aufgetragen. Sind dabei Sprünge oder Änderungen in der Steigung zu erkennen, ist die beobachtete Zeitreihe nicht homogen.

Scharfe Sprünge oder Knicke in der Doppelsummenkurve können durch anthropogene Einflüsse, z.B. durch gewässerbauliche Maßnahmen, verursacht werden. Kontinuierliche Änderungen in den hydrologischen Rahmenbedingungen wirkten sich in veränderten Trends (d.h. in einer veränderten Steigung) aus. Im forstlichen Bereich kann dies durch eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung, des Schlussgrades infolge von Hiebsmaßnahmen und/oder Kalkungen eintreten. In hydrologischen Zeitreihen überlagern sich regelmäßig mittel- und langfristige Trends mit kurzzeitigen, periodischen Schwankungen. Letztere werden i.d.R. durch jahreszeitlich bedingte Schwankung der hydrologischen Rahmenbedingungen (z.B. Wassersättigung) hervorgerufen. Zur Identifikation langfristiger Trends, deren Trennung von kurzfristigen periodischen Schwankungen und zur Unterscheidung zwischen den Trends verschiedener Zeitreihen wurde der Mann-Kendall-Trendtest eingesetzt.

2.6.2 Signifikanztests

Zur Prüfung der statistischen Unterscheidbarkeit bodenchemischer und gewässerchemischer Eigenschaften zwischen den beiden Einzugsgebieten wurden die entsprechenden Daten Signifikanztests unterworfen. Dabei muss eine ausreichende Anzahl von Stichproben vorhanden sein. Dies war sowohl für die bodenchemischen (93 bzw. 55 Bodenprofile) als auch für die gewässerchemischen Daten (ca. 50 Probenahmezeitpunkte) gegeben. Eine weitere Voraussetzung ist die Normalverteilung der Stichproben. Diese war i.d.R. nicht gegeben. Auch eine Log-Transformation führte nicht zu normalverteilten Daten. Daher wurden konsequent nicht-parametrische Signifikanztests eingesetzt (Clauss & Ebner, 1982; Lozán & Kausch, 1998). Für die Signifikanzanalyse wurde der Wilcoxon-Rangsummentest verwendet. Dabei handelt es sich um einen verteilungsunabhängigen, nicht-parametrischen Test. Hierbei werden nicht die einzelnen Werte, sondern ihre Rangsummen verglichen.

3 Ergebnisse

Alle Ergebnisse werden in Bezug auf Unterschiede zwischen den beiden Teileinzugsgebieten und deren möglichen Erklärungen diskutiert. Dabei stehen folgende Erklärungsursachen im Vordergrund:

- Unterschiede in den natürlichen Randbedingungen (z.B. Geologie und Bodeneigenschaften)
- Unterschiede in der Kalkungsintensität.

3.1 Abflussbildung und Stofftransport

Die an den Messwehren der beiden Teileinzugsgebiete gemessenen Gebietsabflüsse und Elementkonzentrationen enthalten eine stark integrierende Information über die dynamischen Wasser- und Stoffflüsse innerhalb der Einzugsgebiete. Die Doppelsummenanalyse des Gebietsabflusses (Abb. 7) legt nahe, dass im Spätjahr 1989

flächige Durchforstungen im EG Huttenbächle die Abflussbildung signifikant verändert hatten. Der Gebietsabfluss steigt im Huttenbächle zu diesem Zeitpunkt signifikant an, was auf eine reduzierte Kronendichte und damit verminderte Interzeptionsverdunstung und Transpiration zurückzuführen ist. Durchforstungseffekte können ebenfalls in der Doppelsummenanalyse in Form von sprunghaften Konzentrationserhöhungen im Gebietsabfluss des Huttenbächle für DOC und Aluminium (Abb. 7) identifiziert werden (bei 100 und 200 mg/l DOC und 0,6/0,4 und 1,8/1,0 $\times 10^4$ mg/l Al). Dieses ist so zu erklären, dass infolge von Durchforstungseingriffen erhöhte Mineralisierungsraten auftreten, die im Bodensickerwasser und – infolge davon im Bachwasser – erhöhte Frachten an gelöstem Kohlenstoff verursachen. Die gleichzeitig erhöhten Al-Konzentrationen können durch die starke Bindung von Al an organisches Material erklärt werden.

Die Doppelsummenkurve für Silizium beinhaltet eine Information über den Anteil an tieferem Grundwasser bei der Abflussbildung. Die Si-Konzentration ist insofern als Monitor der Kontaktzeit des Wassers mit dem geologischen Ausgangsgestein aufzufassen, als mit Zunahme der Kontaktzeit die aus der Verwitterung primärer Silikate stammenden Si-Lösungsfrachten ansteigen. Da die Doppelsummenkurve für Si exakt auf der 1:1-Linie liegt, können wir schließen, dass der Anteil an diesem Grundwasser an der Abflussbildung in beiden Teileinzugsgebieten sehr ähnlich ist und sich außerdem während der Beobachtungsperiode nicht veränderte. Im Umkehrschluss heißt dies, dass die in den anderen Doppelsummen beobachteten Veränderungen im Stofffluss im EG Huttenbächle durch eine Veränderung der oberflächennahen Abflusskomponenten (Direktabfluss oder Interflow) entstanden sein müssen.

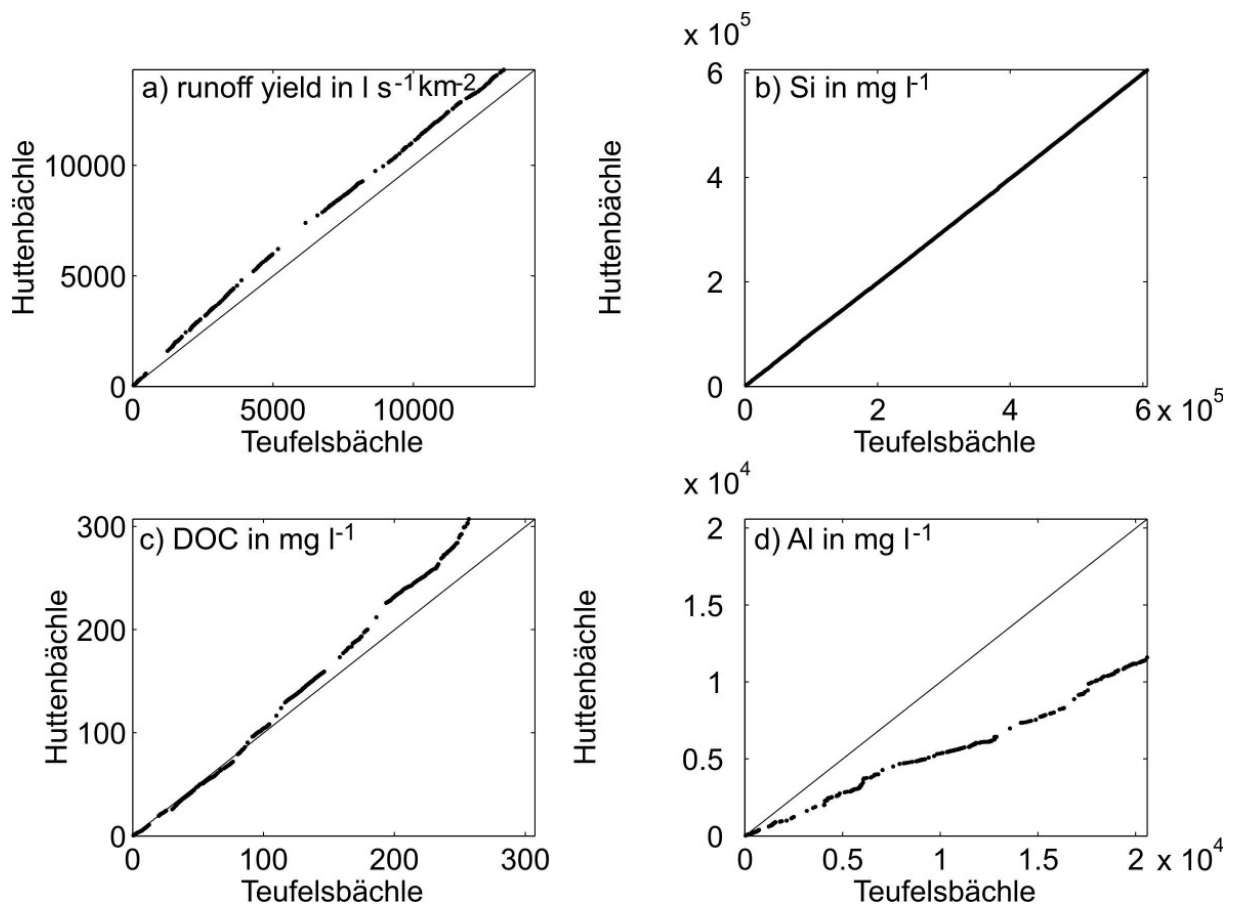


Abb. 7: Doppelsummenkurven (Huttenbäche gegen Teufelsbäche) für a) Gebietsabfluss, b) Si, c) DOC und d) Al. Daten von Januar 1989 bis Mai 2006.

Eine Ganglinienseparation wurde mit Hilfe des DIFGA-Modells (Schwarze, 1985; Schwarze et al., 1989, 1991, 2004) durchgeführt. DIFGA teilt den Abfluss in drei Abflusskomponenten mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten auf – d.h., Direktabfluss QD, schneller Grundwasserabfluss QG1, langsamer Grundwasserabfluss QG2 – und ordnet diese verschiedenen Speichern mit unterschiedlichen Verweilzeiten zu – d.h., Direktabflussspeicher RD, schneller Grundwasserspeicher RG1, langsamer Grundwasserspeicher RG2. Die Restgröße der Massenbilanz zwischen dem Gebietsniederschlag P und dem Zufluss zu den verschiedenen Gebietsspeichern (RD, RG1, RG2) wird als Evapotranspiration $ETR = P - (RD + RG1 + RG2)$ betrachtet.

Die Ganglinienseparation für das Huttenbäche und das Teufelsbäche verwendete täglich erhobene Abfluss- und Niederschlagsdaten, die für den Zeitraum von 1.11.1983 bis 31.10.2006 für das Huttenbäche und vom 1.11.1990 bis 31.10.2006 für das Teufelsbäche vorlagen. Aufgrund der unterschiedlichen Bezugszeiträume ergeben sich für die zwei Einzugsgebiete geringfügig abweichende Jahres-/Halbjahresmittelwerte für den Gebietsniederschlag und den Gebietsabfluss. Aus diesem Grund werden im Weiteren diese Werte auf 100 % normiert und die Aufteilung des Gebietsniederschlages P in die verschiedenen Speicherezuläufe (RG2, RG1, RD) bzw. des Gebietsabflusses Q in die verschiedenen Abflusskomponenten (QG2, QG1, QD) in Prozent von P bzw. Q angegeben.

Tab. 2 fasst die Anteile der verschiedenen Abflusskomponenten und Speicherterme der beiden untersuchten Bachläufe zusammen. Im Allgemeinen zeigen beide Einzugsgebiete eine ähnliche Aufteilung ihrer verschiedenen Abflusskomponenten. Im Winter werden die langsamen Grundwasserspeicher gefüllt ($RG2 > QG2$ im Winterhalbjahr). In beiden Einzugsgebieten besteht der Gebietsabfluss im Winter zu über 85 % aus schnellen Abflusskomponenten (RG1 und RD). Im Sommer dagegen wird der langsame Grundwasserspeicher geleert ($RG2 < QG2$). Während des Sommers ist der Anteil des direkten Abflusses um einiges geringer als im Winter, was mit einem ansteigenden Anteil langsamen Grundwasserabflusses einhergeht. Während des gesamten Jahres überwiegt der schnelle Grundwasserabfluss. Der schnelle Grundwasserabfluss wird hauptsächlich in den sehr durchlässigen periglazialen Schichten sowie in der Verwitterungszone gebildet, wohingegen die langsame Grundwasserkomponente aus dem tiefen Grundwasser im vergleichsweise weniger durchlässigen intakten Festgestein stammt. Die im Allgemeinen hohen RG1-Anteile weisen auf die Wichtigkeit der periglazialen Schicht für die Abflussbildung der beiden Einzugsgebiete hin und somit ebenfalls auf den Transport der Kalkungsprodukte von der Bodenzone in die Gewässer.

Tab. 2: Über Ganglinienseparation mittels DIFGA bestimmte Abflusskomponenten im Huttenbächle und im Teufelsbächle. P = Gebietsniederschlag, RG2 = Zufluss zu langsamem Grundwasserspeicher, RG1 = Zufluss zu schnellem Grundwasserspeicher, RD = Zufluss zu Direktabflussspeicher, QG2 = langsamer Grundwasserabfluss, QG1 = schneller Grundwasserabfluss, QD = Direktabfluss, ETR = Evapotranspiration.

		P	RG2	RG1	RD	Q	QG2	QG1	QD	ETR
Huttenbächle	Winterhalbjahr									
	mm/6 Monate	1173	139	439	154	678	94	430	154	440
	%	100	12	38	13	100	14	63	23	37
	Sommerhalbjahr									
	mm/6 Monate	850	45	150	32	282	91	159	32	623
	%	100	5	18	4	100	33	56	11	73
Gesamtes Jahr										
mm/a	2023	184	590	186	960	185	589	186	1063	
%	100	9	29	9	100	19	61	20	53	
Teufelsbächle	Winterhalbjahr									
	mm/6 Monate	1278	135	438	145	707	117	445	145	560
	%	100	11	34	11	100	17	63	20	44
	Sommerhalbjahr									
	mm/6 Monate	893	87	135	32	271	111	128	32	639
	%	100	10	15	3	100	41	47	12	72
Gesamtes Jahr										
mm/a	2172	222	573	176	978	228	573	177	1199	
%	100	10	27	8	100	23	59	18	55	

3.2 Ergebnisse von den Hangtransekten

Abgesehen von den Abflussbeobachtungen am Gebietsauslass erlauben Detailuntersuchungen der Abflussbildungsprozesse an den Hangtransekten einen detaillierteren Einblick in die Dynamik der am Abfluss beteiligten Prozesse. Dies erlaubt eine verbesserte differentialdiagnostische Interpretation der möglichen Einflussnahme auf diese Prozesse mit forstlichen Methoden. Die ERT-Messungen entlang des Hangtransekts im EG Huttenbächle zeigen für alle drei Messzeitpunkte deutliche Unterschiede im elektrischen Widerstand zwischen der Bodenzone, der periglazialen Deckschicht (hohe Widerstände) und dem darunter liegenden Grundgestein (niedrige Widerstände). Außerdem ist die ansteigende Grenze zwischen Bausandstein (hellblau und mittelblau) und dem oberen Konglomerat (gelb und grün) klar sichtbar (Abb. 8).

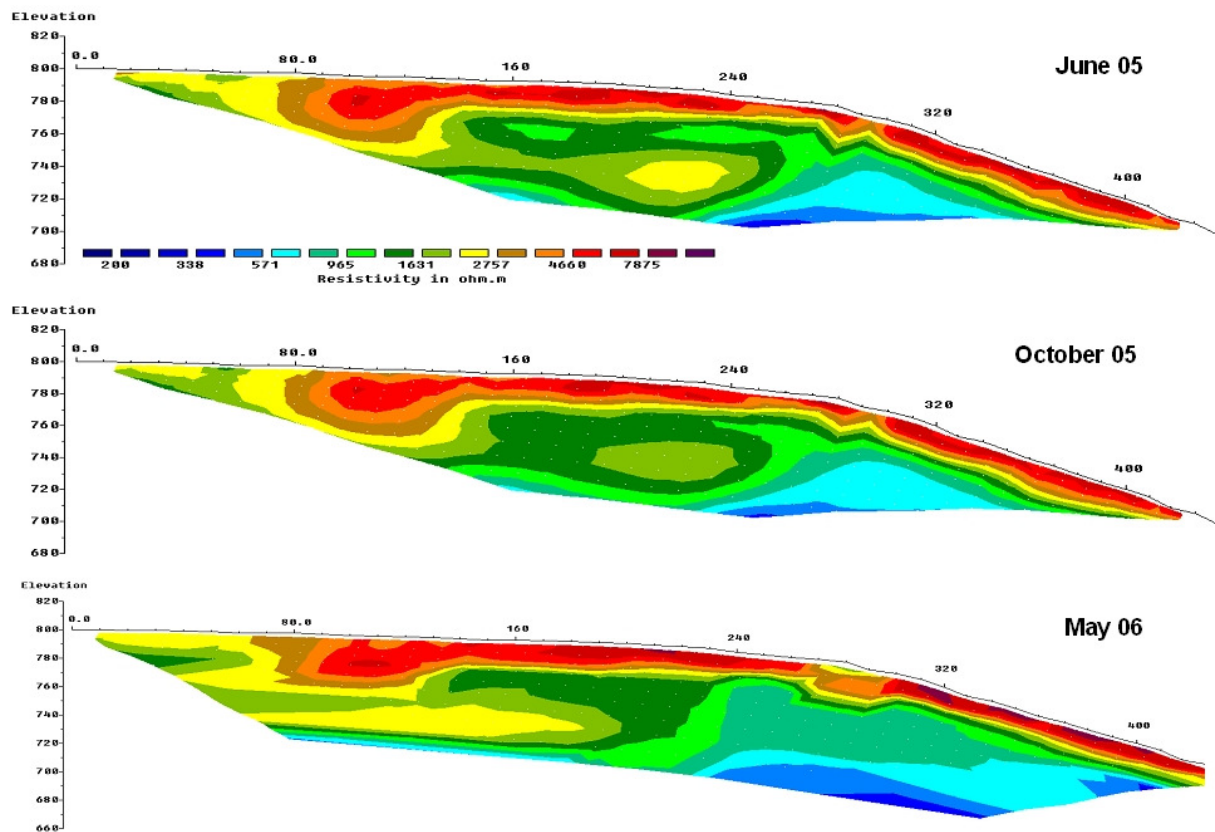


Abb. 8: Geoelektrische Messungen am Hangtransekt im Einzugsgebiet Huttenbächle: Übersicht über die geologische Situation anhand von Messungen mit einem Elektrodenabstand von 10 m.

Außerdem kann man im Muster der ERT-Messungen entlang des Hangtransekts in der periglazialen Deckschicht ausgeprägt heterogene Fließbedingungen erkennen, die durch die blockartige Verwitterung des Buntsandsteins und den daraus resultierenden sehr hohen Steingehalt erklärbar sind (Abb. 9).

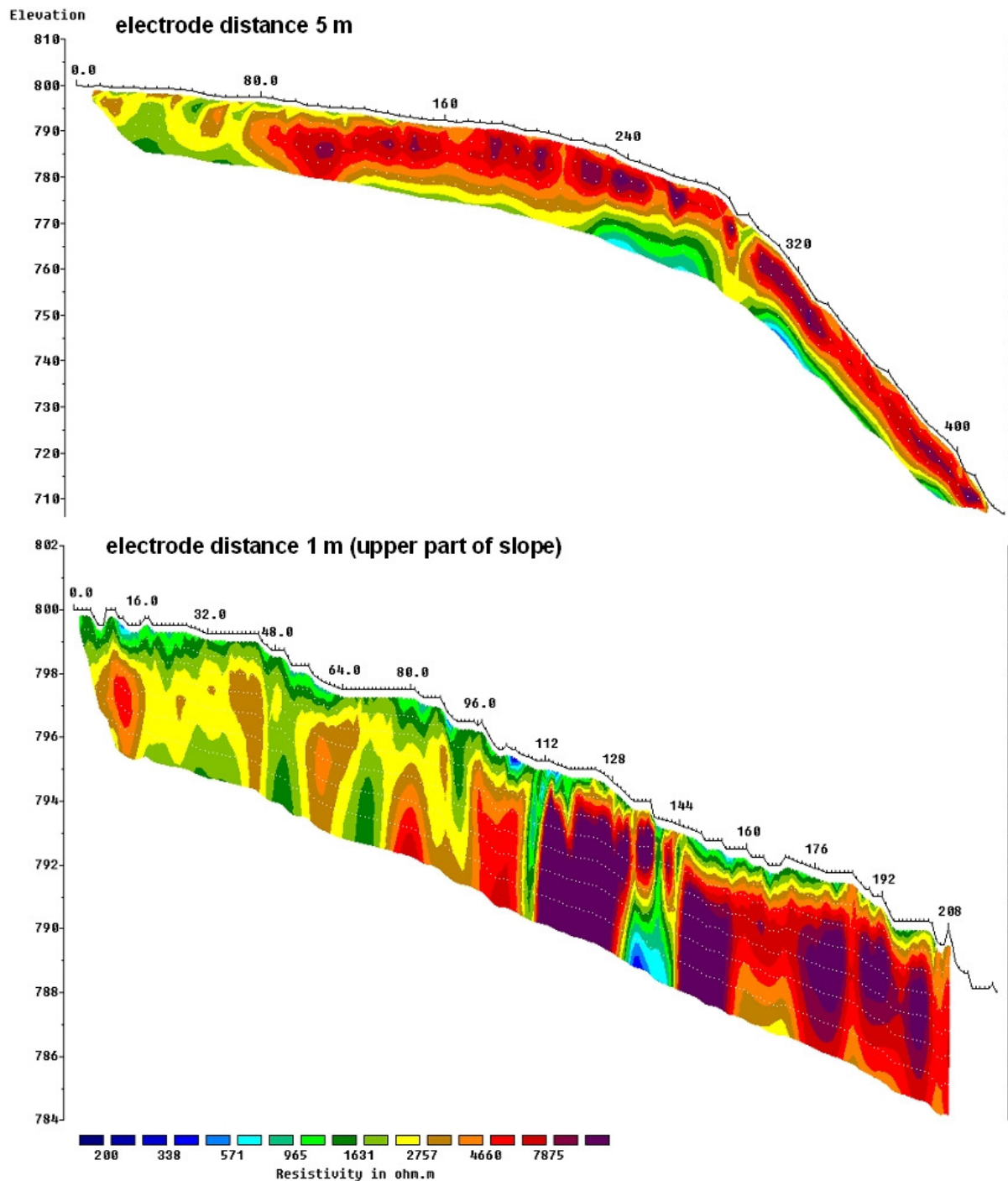


Abb. 9: Geoelektrische Messungen am Hangtransekt im Einzugsgebiet Huttenbächle: Visualisierung der heterogenen räumliche Struktur der periglazialen Deckschicht anhand von Messungen mit einem Elektrodenabstand von 5 m (obere Grafik) bzw. 1 m (untere Grafik).

Die heterogenen Fließbedingungen in der oberflächennahen periglazialen Deckschicht sind auch in den Piezometerrohren des Hangtransekts erkennbar. Frei fließendes Wasser tritt im Hangschuttkörper nur kurzzeitig nach Regenereignissen auf (Abb. 10). Die Piezometer waren mittels Handbohrgerät gesetzt worden und konnten deshalb nur bis maximal 2,8 m unter Geländeoberkante eingebaut werden. Trotzdem ist anhand des in den Piezometern periodisch auftretenden freien Wasserspiegels der Verlauf von Interflow-Wellen erkennbar. In Abbildung 10 sieht man am Beispiel eines Starkregenereignisses im November 2005, dass einerseits in verschiedenen Piezometern des Hangtransekts der freie Wasserspiegel

unterschiedlich stark anstieg und sich der Gebietsabfluss gleichzeitig um ca. 70 l/s erhöhte. Die spontane Erhöhung des Hanggrundwasserspiegels klang in den einzelnen Piezometern nach 3-4 Tagen wieder ab. Dies ist einerseits ein Hinweis auf die Geschwindigkeit, mit der sich nach einzelnen Starkregenereignissen Interflow-Wellen hangabwärts Richtung Vorfluter bewegen, andererseits zeigt die Heterogenität der Reaktion zwischen den einzelnen Piezometer-Beobachtungsstellen die aus den Geoelektrikmessungen erkennbare räumliche Heterogenität der Deckschicht. Es ist wahrscheinlich, dass das Hanggrundwasser keinen geschlossenen Grundwasserkörper, sondern vielmehr zwischen den massiven Sandsteinblöcken „hängen bleibende“ lokale Wasservorkommen darstellt. Diese laufen während Starkregenereignissen über, was dann zu einem schnell abwärts laufenden Abflussimpuls führt.

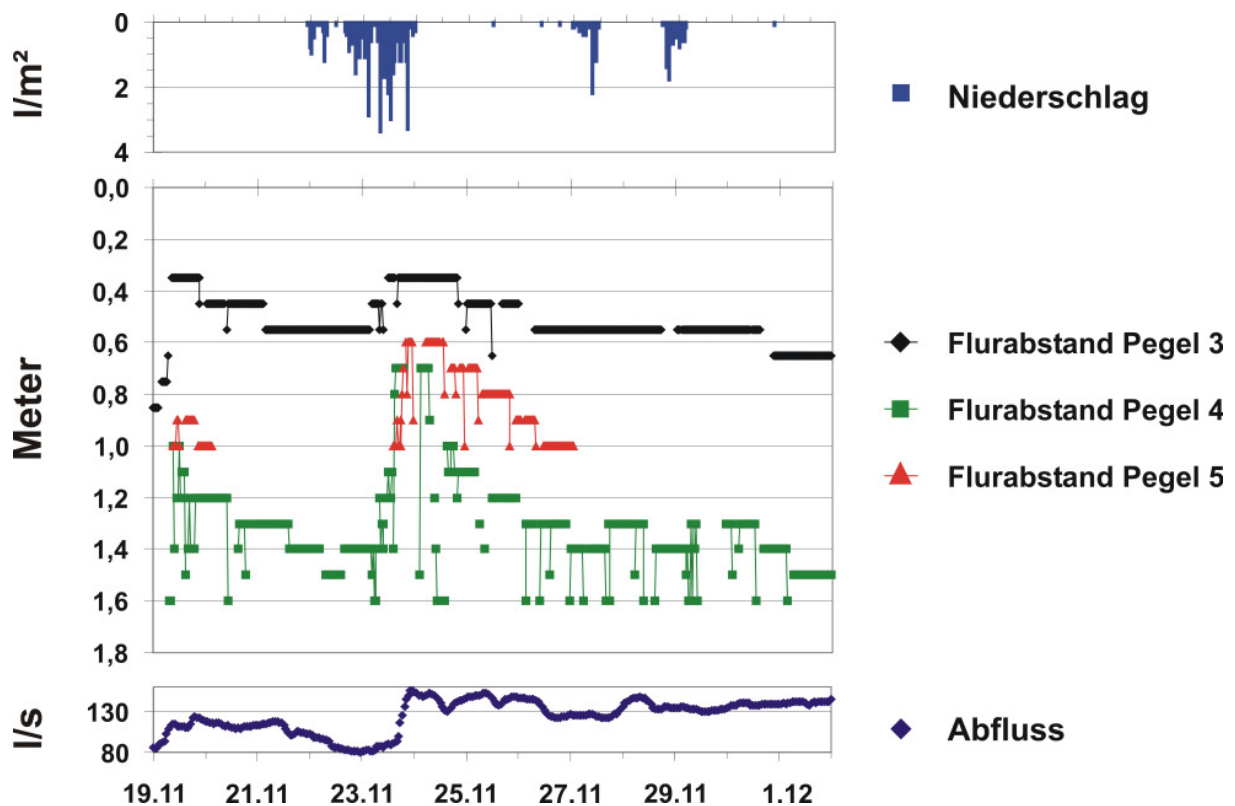


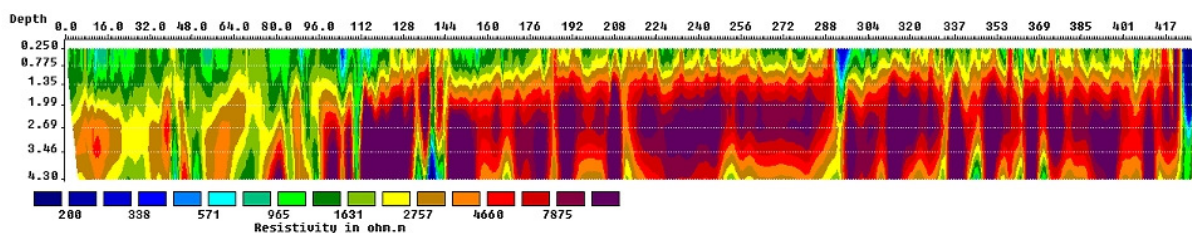
Abb. 10: Zeitlicher Verlauf des Wasserstandes in drei im Unter- bis Mittelhangbereich liegenden Piezometerrohren am Hangtransekt im Einzugsgebiet Huttenbächle (Mitte), Niederschlag (oben) und Gebietsabfluss (unten) für den Zeitraum 19.11.–01.12.2005.

Bei den Geoelektrikmessungen wurde die Differenz zwischen der trockensten Messkampagne im Oktober 2005 und der feuchteren Messung im Juni 2005 gebildet, um einen Eindruck von der räumlichen Veränderung der Feuchteverteilung zu bekommen (Abb. 11). Auch in dieser Darstellung ist die räumliche Heterogenität der periglazialen Deckschicht deutlich sichtbar. Bis zu einer Bodentiefe von 1,3 m nahm die Bodenfeuchte während der Vegetationsperiode von Juni bis Oktober deutlich ab (Anstieg des elektrischen Widerstandes). Unterhalb des Wurzelraums stieg die Wassersättigung im gleichen Zeitraum an. Dies kann als Hinweis auf ein 2-phasiges Fließsystem gewertet werden. In Phasen mit hoher Bodenwassersättigung ist das Bodenwasser überproportional an der Abflussbildung beteiligt und es prägen sich, wie in Abbildung 10 gezeigt, kurzzeitige, sich relativ schnell

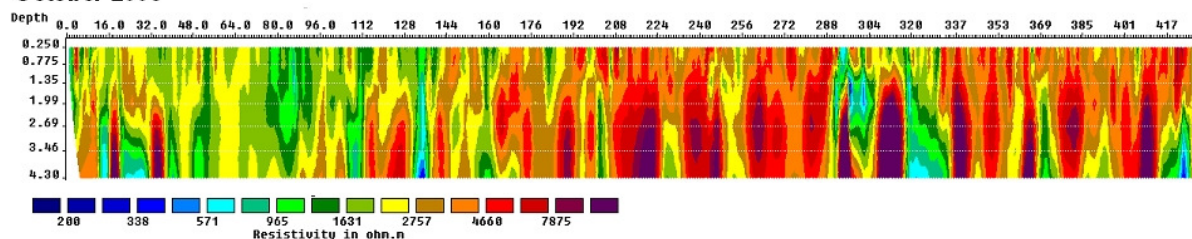
hangabwärts bewegende Interflow-Wellen aus. In trockeneren Abschnitten der Vegetationszeit wird die Abflussbildung überwiegend aus tieferen, langsamer fließenden Interflow-Schichten gespeist. In Abbildung 9 kann man einen systematischen und deutlichen Unterschied im Bodenaufbau zwischen den flacheren Geländepartien im oberen Teil des Transekts (Elektroden-Nr. 0-80) und den steileren Hangpartien erkennen. Im Bereich der Verebnungen im oberen Transektabschnitt ist der elektrische Widerstand systematisch niedriger (d.h. höhere Wassersättigung). Zudem ist anhand der Differenz zwischen dem Juni- und Oktobertermin ein tiefergreifender Wurzelraum zu erkennen. Die stärkere Ausschöpfung der Bodenwasservorräte während der Vegetationsperiode sowie deren stärkere Auffüllung im Winterhalbjahr lässt vermuten, dass im Bereich der Verebnungen und höheren Hangpartien im Winterhalbjahr ein langsamer, tiefer in der periglazialen Deckschicht verlaufender Interflow-Puls generiert wird, der während der Vegetationsperiode durch die Ausschöpfung der Wasservorräte unterbrochen wird.

Die ausgeprägten Unstetigkeiten in der elektrischen Leitfähigkeit und der Wassersättigung im Bereich der Elektroden-Nr. 288-304, 128-144 und 417-430 sind auf Forstwege zurückzuführen.

June 2005



October 2005



Percentage change in October in relation to June

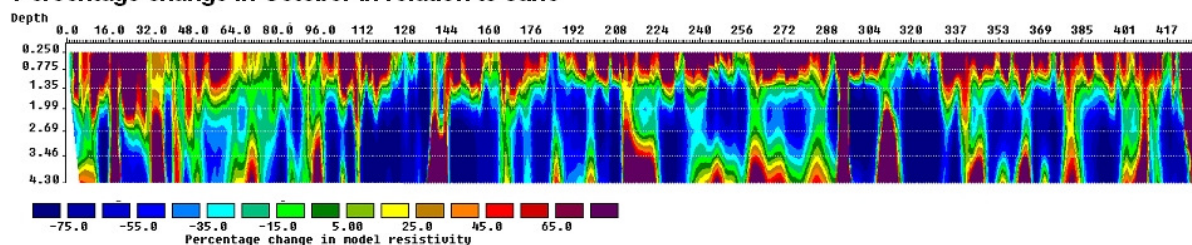


Abb. 11: Geoelektrische Messungen am Hangtransekt im Einzugsgebiet Huttenbächle: Visualisierung der elektrischen Widerstände im Oberboden anhand von Messungen mit einem Elektrodenabstand von 1 m: Messkampagnen Juni 2005 (oben), Oktober 2005 (Mitte) sowie prozentuale Veränderung des elektrischen Widerstands zwischen den beiden Messzeitpunkten (unten).

Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse zur Dynamik kleinräumiger Abflussbildungsprozesse innerhalb der Untersuchungsgebiete folgendermaßen interpretieren:

- Der Anteil an tieferem Grundwasser am Gebietsabfluss ist in beiden Einzugsgebieten sehr vergleichbar. Dies ergibt sich hauptsächlich aus der Doppelsummenanalyse für das Element Silizium.
- Die Auswertung der Piezometermessungen am Hangtransekt im EG Huttenbächle vertieft das Verständnis der Dynamik oberflächennaher Abflussbildungsprozesse in der periglazialen Deckschicht und im Boden. Dabei fiel eine ausgeprägte räumliche und zeitliche Heterogenität des Interflows auf. Aufgrund der Transektbeobachtungen konnten Anhalte für einen jahreszeitlich periodischen Wechsel zwischen einer stärkeren Beteiligung von oberflächennahem Bodenwasser während Sättigungsphasen und einer geringeren Beteiligung des Bodenwassers während Trockenphasen erkannt werden.
- Die Ergebnisse der geoelektrischen Messungen ergaben ein konsistentes Bild der Schichtung im geologischen Untergrund sowie von der periglazialen Deckschicht und der Bodenzone. In der periglazialen Deckschicht waren größere Buntsandsteinblöcke und deren räumliche Verteilung erkennbar. Die Bodenzone wurde in einem Tiefenbereich von 1,30-2 m detektiert, in der während der Vegetationszeit eine deutliche Ausschöpfung der Bodenwasservorräte durch Wurzelwasseraufnahme erkennbar war.

3.3 Ergebnisse der Bodenanalysen

Im folgenden Abschnitt wird die Austauschbelegung der Bodenmatrix auf der Basis der im 200x200 m-Raster angelegten Bodenprofile dargestellt. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die mittleren Austauschbelegungen für Al, Ca, Mg und K in den Bodenproben aus den beiden Untersuchungsgebieten. Im oberen Mineralboden (0-10 cm) unterscheiden sich die Austauschbelegungen zwischen den beiden Teileinzugsgebieten signifikant. Die signifikant erhöhte Ca-Belegung im Huttenbächle ist in dieser Tiefenstufe vermutlich das Resultat der dort sehr viel höheren Kalkungsintensität. Aber auch die Al-Belegung ist im Oberboden des EG Huttenbächle signifikant erhöht. Dies kann durch die ebenfalls signifikant erhöhte Kationenaustauschkapazität (CE_{eff}) erklärt werden. Die erhöhte CE_{eff} geht mit einem höheren Kohlenstoffgehalt im Mineralboden einher. Mineralbodenkohlenstoff und CE_{eff} zeigen mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,6 und 0,8 hochsignifikante Korrelation. Dies legt den Schluss nahe, dass ein nicht unbedeutender Anteil der im Huttenbächle – Einzugsgebiet erhöhten Kationenaustauschkapazität durch höhere Gehalte an Mineralbodenhumus erklärt werden kann. Aus langfristigen Kalkungsversuchen ist belegt, dass durch Waldkalkung der Gehalt an Mineralbodenhumus erhöht wird (Schäffer et al, 2001), so dass die im Huttenbächle – Einzugsgebiet höheren Mineralbodenhumus-Vorräte und damit erhöhte CE_{eff} ggf. als mittelbarer Kalkungseffekt erklärt werden kann. Dieser Befund macht klar, dass der absolute Vergleich von einzelnen Elementen der Austauschbelegung bezüglich der Wirkung des Bodens für die chemische Ausstattung des Sicker- und Grundwassers wenig sinnvoll ist, da die für Lösungsprozesse zur Verfügung

stehenden Elementpools neben der Konzentration direkt von der Austauschkapazität des Bodens abhängen. Eine integrative Messgröße für den Versauerungszustand des Einzugsgebiets ist die Basensättigung. Diese ist der prozentuale Anteil der Neutralkationen an der Gesamtsumme der im Boden austauschbar gespeicherten Kationen. Deshalb sind alle folgenden Analysen zum bodenchemischen Zustand auf die räumliche Verteilung der Basensättigung und deren Zusammenhang mit der Waldkalkung fokussiert.

Tab. 3: Durchschnittliche Austauschbelegung für Al, Ca, Mg, K sowie Kationenaustauschkapazität (CEC_{eff}), Kohlenstoffgehalt (C) und Basensättigung BS in 0-10 und 60-90 cm Bodentiefe. Die Signifikanz des Unterschiedes zwischen den Einzugsgebieten wurde mittels nicht-parametrischen Wilcoxon-Rangsummentest geprüft (Überschreitungswahrscheinlichkeit * <= 5 %, ** <= 1 % und * <= 0,1 %, n.s. > 5 %).**

	Al μmol _e /g	Ca μmol _e /g	Mg μmol _e /g	K μmol _e /g	CEC _{eff} μmol _e /g	C g/kg	BS %
EG Huttenbächle 0-10 cm	56,74	13,61	6,67	0,83	95,46	44,79	21,61
EG Teufelsbächle 0-10 cm	36,02	5,59	3,26	0,54	60,63	35,17	19,25
Signifikanz der Differenz	***	***	***	***	***	n.s.	n.s.
EG Huttenbächle 60-90 cm	29,06	0,91	0,38	0,79	33,70	4,90	7,05
EG Teufelsbächle 60-90 cm	29,89	0,52	0,31	0,34	34,65	7,41	3,93
Signifikanz der Differenz	n.s.	n.s.	**	***	n.s.	n.s.	***

In der Bodentiefe 60-90 cm konnten die signifikanten Unterschiede zwischen den Teileinzugsgebieten in hypothesenkonformer Weise durch die Waldkalkung erklärt werden: Die Basensättigung ist im viel stärker gekalkten Einzugsgebiet Huttenbächle in dieser Tiefenstufe signifikant höher. Dass die Differenz für die Basensättigung in 0-10 cm Tiefe nicht signifikant ist, kann ebenfalls durch die deutlich höhere Austauschkapazität im EG Huttenbächle erklärt werden. Bei höherer Austauschkapazität wird auch eine deutlich höhere Kalkungsintensität benötigt, um die Austauschbelegung signifikant zu verändern.

3.4 Regionalisierung der Basensättigung

Auf der Basis von Mittelwerten ist die gewässerchemische Bedeutung der Aufbasung der Bodenaustauscher durch Waldkalkungen nur sehr unscharf einschätzbar. Für ein verbessertes Verständnis der Bedeutung des bodenchemischen Zustands für den Gewässerchemismus muss die räumliche Verteilung der Basensättigung abgeleitet werden. Dieses ist durch die Ableitung quasi-kontinuierlicher Verteilungen der Basensättigung mittels multipler Regressionsmodelle möglich. Anhand derer wird mittels quasi-kontinuierlich im Einzugsgebiet verfügbarer Schlüsselgrößen (Geländemodell, Baumartenverteilung, Kalkungsflächen und -zeitpunkte etc.) die Basensättigung an Punkten geschätzt, an denen diese nicht direkt gemessen wurden. Die Messdaten sind die empirische Grundlage für die Erstellung dieser Regionalisierungsmodelle (Zirlewagen & von Wilpert, 2004). Als Prediktoren für das Regionalisierungsmodell wurden nur solche Parameter zugelassen, die in einem logischen sachwissenschaftlichen Zusammenhang mit der Basensättigung stehen.

Abbildung 12 und 13 zeigen gemessene und aus dem Regionalisierungsmodell abgeleitete Basensättigungen. Die Messdaten liegen im 200x200 m-Raster vor. In Abb 13 ist erkennbar,

dass die Verteilungsmuster der transformierten Basensättigungswerte die Modellvoraussetzungen für parametrische Regressionsmodelle nicht erkennbar verletzen.

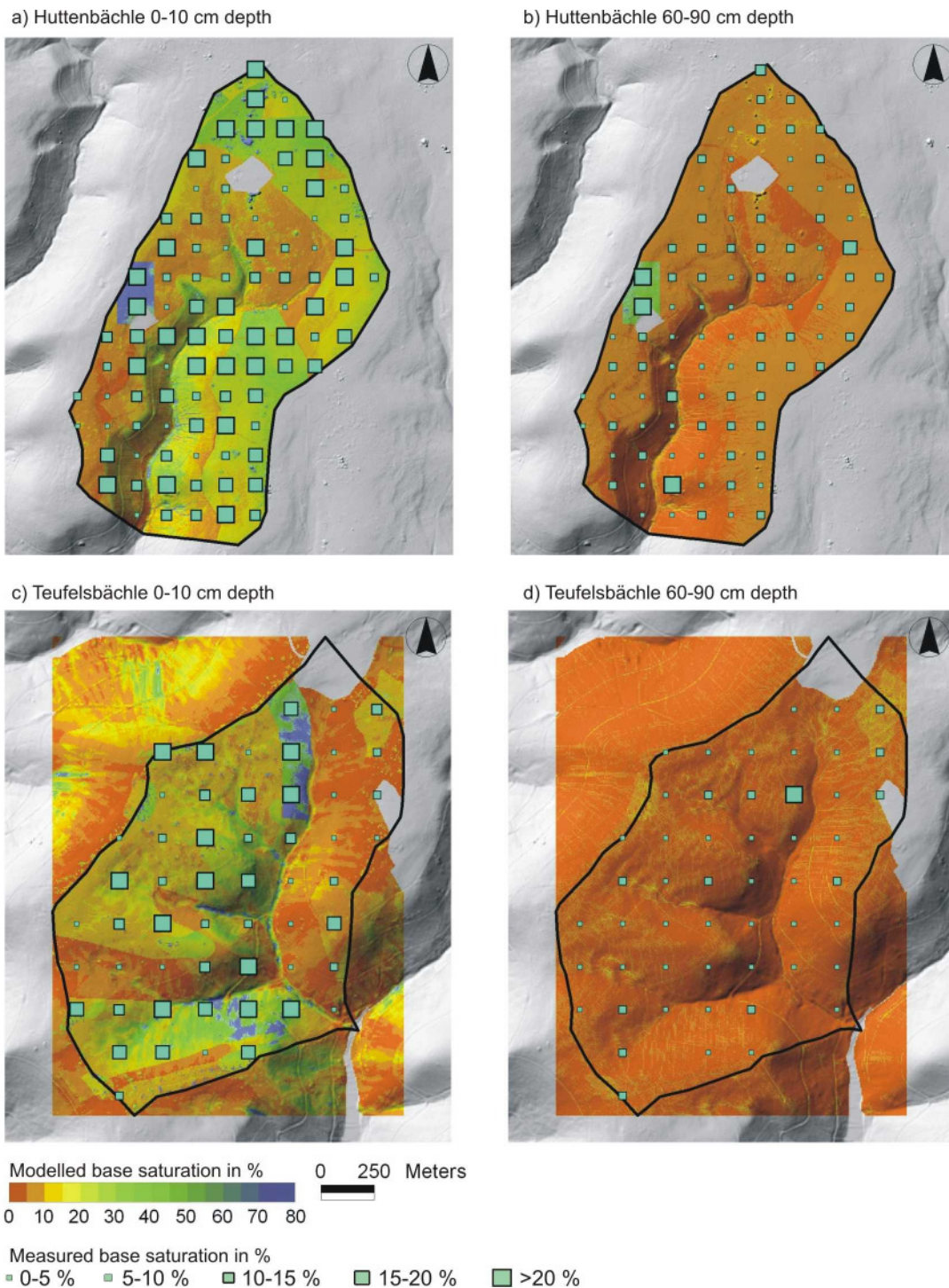


Abb. 12: Basensättigung im EG Huttenbächle – a) 0-10 cm, b) 60-90 cm Bodentiefe und im EG Teufelsbächle – c) 0-10 cm, d) 60-90 cm Bodentiefe. Die Farbflächen zeigen die Ergebnisse des Regressionsmodells, die grünen Quadrate die Messwerte in 5 %-Stufen.

Nach Ulrich (1995) liegt entsprechend der nacheiszeitlichen Bodenentwicklung die natürliche Basensättigung in Mineralböden zwischen 40 und 70 %. Trotz der intensiven Waldkalkung im EG Huttenbächle liegen die Messwerte in beiden Einzugsgebieten deutlich unter diesem Wert. Im Vergleich zu Messungen der Bodenazidität aus dem Jahr 1927 sind die auf

Buntsandsteinsubstraten des Schwarzwald gemessenen pH – Werte um ca. 2 pH – Stufen abgesenkt (von Wilpert und Hildebrand, 1994). Dies entspricht relativ einem Verlust an austauschbaren Neutralkationen (überwiegend Calcium) in der Größenordnung von 40 – 50% (Hildebrand et al. 1996). Es spricht vieles dafür, diese weit schneller als natürliche Bodenprozesse verlaufene Versauerung und Entbasung als Resultat der Depositions- und Bewirtschaftungsgeschichte der Region zu interpretieren.

Um die Modellvoraussetzungen für die Regionalisierung in Form von multiplen linearen Regressionsmodellen zu klären, wurden für die Zielgröße Basensättigung und eine Anzahl fachwissenschaftlich geeigneter Prediktoren eine Anzahl statistischer Tests durchgeführt um zu klären, ob die Prediktoren oder die Zielgröße direkt verwendet werden können oder transformiert werden müssen. Die Güte der Regressionsmodelle wurde anhand des Kolinearitätsindex, des Toleranzindex, des mittleren Quadratfehlers, der Bestimmtheitsmaße für das Gesamtmodell und das partielle Bestimmtheitsmaß für die einzelnen Prediktoren geprüft. Konventionelle geostatistische Methoden (Variogrammanalysen) dienten lediglich dazu, die stochastische Unabhängigkeit und Verteilung der Modellresiduen zu überprüfen (Zirlewagen et al., 2007; Zirlewagen & von Wilpert, 2004; Zirlewagen, 2003). In Tabelle 4 sind die im Stepwise-Auswahlverfahren selektierten Prediktoren der Regressionsmodelle für die zwei Untersuchungsgebiete und die zwei Probenahmetiefen dargestellt.

Sowohl für die Messwerte selbst als auch für die Modellresiduen waren in der geostatistischen Analyse keinerlei anisotrope Strukturen erkennbar. Dieses ist vermutlich durch den starken Einfluss der Waldkalkung auf die Basensättigung erklärbar, die keinerlei räumliche Autokorrelation aufweist und damit mögliche Autokorrelationen anderer Prediktoren (z.B. geländemorphologischer Parameter) „übertönt“. Aus diesem Grund sind klassische geostatistische Verfahren wie Kriging oder Regressionskriging hier nicht adäquat.

Die Regressionsmodelle für das EG Teufelsbächle zeigen relativ hohe Bestimmtheitsmaße (R^2 zwischen 0,51 und 0,67; vgl. Tab. 4), wobei sich die Summen der partiellen Bestimmtheitsmaße der einzelnen Prädiktoren und die Bestimmtheitsmaße der Modelle sehr weitgehend entsprechen. Die Bestimmtheitsmaße nehmen mit der Bodentiefe ab. Dies kann durch den abnehmenden Einfluss der Waldkalkung auf die Basensättigung im Unterboden erklärt werden, d.h. mit der Tatsache, dass in Richtung Unterboden der bodenchemische Unterschied zwischen gekalkten und ungekalkten Bereichen abnimmt. Der stärkste Einflussfaktor auf die vom Modell vorhergesagte Basensättigung ist der Zeitraum seit der letzten Kalkungskampagne. Bodenprofile, die nicht länger als 12 Jahre zurückliegend gekalkt wurden, zeigen eine besonders deutliche Erhöhung der Basensättigungswerte. Kalkungseffekte waren bis zu einer Tiefe von 60 cm signifikant. Die Einbeziehung des Bodentyps als Prediktor konnte die Erklärungsgüte der Regressionsmodelle verbessern. Exakte bodentypologische Beschreibungen waren zwar im Einzugsgebiet für die einzeln aufgenommenen Bodenprofile verfügbar, sind jedoch keine in Form von Karten etc. allgemein verfügbare Schlüsselgröße für die Regionalisierung.

Tab. 4: In die Regressionsmodelle für die Basensättigung einbezogene Prediktoren und ihre partiellen R² für zwei Bodentiefen in den Einzugsgebieten Huttenbächle und Teufelsbächle (M = metrische Variable, N = Nominalvariable).

Prediktor	Huttenbächle		Teufelsbächle				
	0-10 cm	60-90 cm	0-10 cm	60-90 cm			
	Partiel-les R ²	Prediktor	Partiel-les R ²	Prediktor	Partiel-les R ²	Prediktor	Partiel-les R ²
in der Nähe des Hubschrauberlandeplatzes (ja/nein)	0,094	in der Nähe des Hubschrauberlandeplatzes (ja/nein)	0,296	Jahre seit letzter Kalkung (M)	0,304	Topograph. Feuchteindex TWI (geglättet) (M)	0,223
Letzte Kalkung max. vor 15 Jahren (N)	0,080	Hangneigung (M)	0,135	Geländeform = offene Hänge, Rücken oder Gipfel (N)	0,110	Hangposition = Oberhang (N)	0,123
Geländeform = Rücken oder Gipfel (N)	0,072	% Nadelbäume (außer Fichten) (M)	0,055	Hangposition = Oberhang (N)	0,058	Vertikal-krümmung (M)	0,076
Breitengrad (M)	0,053	Erosionsindex SLF (M)	0,033	Topographischer Positionsindex TOPEX (100 m Abstand) (M)	0,056	Topograph. Positionsindex TOPEX (50m Abstand) (M)	0,056
Mind. 2 Kalkungskampagnen (ja/nein)	0,035	Geländeform = Rücken oder Gipfel (N)	0,027	Letzte Kalkung max. vor 12 Jahren (N)	0,044	Topograph. Feuchteindex TWI (geglättet, Filter) (M)	0,038
Topographischer Positionsindex TOPEX (25 m Abstand) (M)	0,031	Jahre seit letzter Kalkung (M)	0,022	Erosionsindex SLF (Filter) (M)	0,037	% Stagnosol (M)	0,028
Topographischer Positionsindex TOPEX (50 m Abstand) (M)	0,026	Topographischer Feuchteindex TWI (M)	0,019	% Stagnosol (M)	0,029		
Vertikaler Abstand von Fließlinie (M)	0,026	Topographischer Positionsindex TOPEX (50 m Abstand) (M)	0,017	Topographischer Feuchteindex TWI (geglättet, Filter) (M)	0,0259		
Erosionsindex SLF (M)	0,040	Breitengrad (M)	0,014				
Summe part. R ²	0,457		0,618		0,664		0,544
Modell R²	0,46		0,62		0,67		0,51

Damit können Regressionsmodelle, die den Bodentyp als Prediktor enthalten, nicht in andere Landschaftsbereiche transferiert werden, in denen keine exakten Bodenbeschreibungen verfügbar sind. Aus diesem Grund wurden die hier dargestellten Regressionsmodelle nur auf Prediktoren gestützt, die in Form von Karten etc. generell verfügbar sind. Damit ist eine maximale Generalisierbarkeit der Regressionsmodelle gegeben. Topographische Parameter dominieren die Regressionsmodelle insbesondere in größeren Bodentiefen. Erhöhte Basensättigungen wurden für Hangfußsituationen modelliert, aber auch für Verebnungen in den äußeren, höher gelegenen Partien der Einzugsgebiete. Die Erhöhung der Basensättigung im Hangfußbereich entspricht dem Hangkatenakzept (Basentransport von oberen Hangbereichen in Richtung Hangfuß). Die in den höher gelegenen Verebnungen erhöhten Basensättigungswerte gehen vermutlich auf die Tatsache zurück, dass die

Dosierung bei der Kalkung in Flachlagen höher ist als an steileren Hängen, wenn aus der Luft (und die Ausbringungstechnik war in jedem Fall aus der Luft) mit einer flächig gleich bleibenden Dosierung gearbeitet wird. In allen Bodentiefen zeigt der topographische Feuchteindex (TWI) signifikant positive Korrelationen mit der Basensättigung. Dies ist als Hinweis auf laterale Fließprozesse und den daran gebundenen Transport basischer Kationen zu werten.

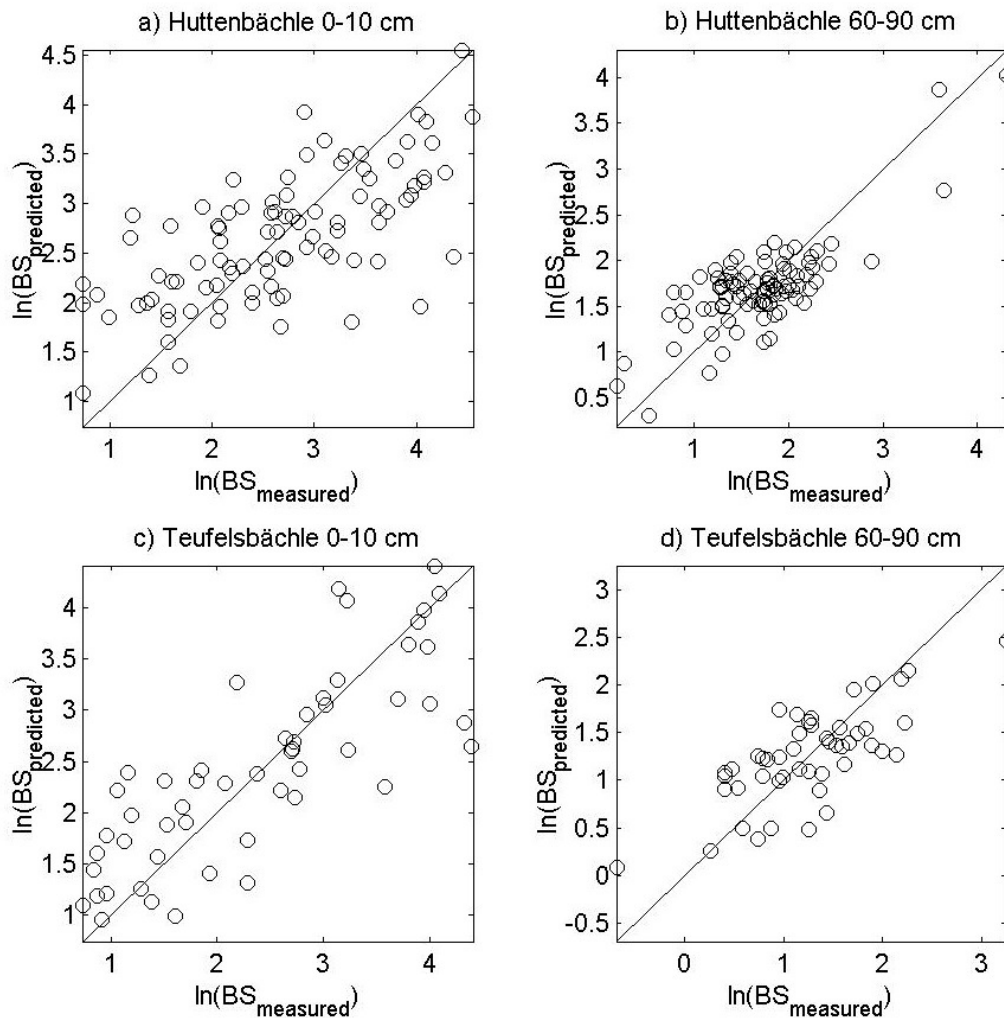


Abb. 13: Aus multiplen linearen Regressionsmodellen vorhergesagte Basensättigung und Messwerte.

Im Regressionsmodell für das EG Huttenbächle war der stärkste, kleinräumig wirksame Prediktor für die Basensättigung die Position eines Hubschrauberlandeplatzes bei der Waldkalkung. An dieser Stelle war an zwei Probenahmepunkten die Basensättigung durch das gesamte Bodenprofil hindurch extrem erhöht, was auf die dort signifikant höhere Kalkdosis zurückgeht. Generell ist der durch das Regressionsmodell erklärte Varianzanteil der Basensättigung im EG Huttenbächle niedriger als im EG Teufelsbächle (Modell-R² zwischen 0,46 und 0,62; vgl. Tab. 4). Dies kann durch die flächig gleichmäßigere und vollständigere Kalkung im EG Huttenbächle erklärt werden, die zu einer gleichmäßigeren Verteilung der Basensättigungswerte führte. Im Unterboden nimmt auch hier der Kalkungseinfluss ab. Dort ist das Modell-R² für beide Einzugsgebiete vergleichbar. Ebenso

wie im EG Teufelsbächle sind auch hier die Kalkung und der Zeitraum seit der letzten Kalkungskampagne die wichtigsten Einflussgrößen auf die Basensättigung. Danach folgen topographische Prediktoren (TOPEX, SLF) mit positive Korrelationen zur Basensättigung, die ebenfalls dem Hangkatenakzept entsprechen. Die Hangneigung ist negativ mit der Basensättigung korreliert, d.h., dass an steileren Hängen niedrigere Basensättigungen zu finden sind. Dies kann verursacht sein durch (i) intensivere Erosion an steileren Hängen (infolge davon Auswaschung von basischen Kationen), (ii) niedrigere Kalkdosis an steileren Hänge, wenn die Kalkung aus der Luft erfolgt (s. oben) oder (iii) erhöhten Abbau organischen Materials an steileren Hängen durch eine höhere Einstrahlungsintensität, was einen negativen Effekt auf die Basensättigung haben kann.

Die regionalisierten Basensättigungswerte stellen eine unverzerrte Schätzung des austauschbaren Basenvorrats im Boden dar. Eine Abschätzung durchschnittlicher Basenkonzentration in der Bodenlösung ist dadurch möglich, dass man den Basenvorrat in der Festphase (Basensättigung) mit den Bodenlösungskonzentrationen durch empirische Verteilungskoeffizienten (wie z.B. den Gapon-Koeffizient) verknüpft. So lässt sich der durchschnittliche Basenaustrag aus der Bodenzone mit dem Sickerwasser abschätzen. Wenn die wesentlichen Fließwege im Einzugsgebiet bekannt sind und so eine vollflächige Abschätzung der Bedeutung unterschiedlicher Teilflächen im Einzugsgebiet (Hydrotope) für die Abflussbildung möglich ist, kann durch die Verknüpfung des Stoffaustrags mit dem Sickerwasser die Bedeutung dieser Hydrotope für die Gewässerchemie abgeschätzt werden. Diese Verknüpfung ist durch die hohe räumliche Auflösung und die Konsistenz der modellierten Basensättigungen möglich. Zum gegenwärtigen Auswertungsstand ist diese deterministische Verknüpfung zwischen Stoffvorräten im Boden und Elementkonzentrationen im Bachwasser vollständig konzeptuell. Es besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, um dieses Ideenkonzept zur Anwendungsreife zu führen.

3.5 Elementkonzentrationen in Hanggrundwasser

Die Wasserproben aus den Piezometerrohren der Hangtransekte entstammen dem relativ schnell beweglichen Hanggrundwasser. Aufgrund der hohen Leitfähigkeit der periglazialen Deckschicht und ihres hohen Stein- und Blockgehaltes sind die beobachteten Wasserstände zeitlich sehr variabel und unterscheiden sich auch stark zwischen den verschiedenen Beobachtungsrohren. Diese Varianz in der Abflussdynamik spiegelt sich auch in den gemessenen Elementkonzentrationen wider. Abb. 14 zeigt Boxplots der Ca-Konzentrationen im Hanggrundwasser der Transekte in den Einzugsgebieten Huttenbächle und Teufelsbächle.

Im EG Huttenbächle ist ein deutlicher Einfluss der Waldkalkung zu erkennen (Abb. 14, oben). Die Fläche der unteren Beobachtungsrohre (HB_P01 bis HB_P13) wurde einmal gekalkt (1988). Die höheren Hangpositionen (HB_P16 bis HB_P22) wurden zweimal gekalkt (1982 und 1993, vgl. Abb. 4). In diesem Bereich wurden vergleichsweise hohe Ca-Gehalte beobachtet. Entsprechend der Regionalisierung der Bodenchemie (vgl. Abschnitt 3.4 und Tab. 3) kann dies als direkter Kalkungseffekt interpretiert werden. Außerdem befinden sich

die höheren Beobachtungsrohre in flacheren Hangbereichen, was – wiederum in Übereinstimmung mit der Regionalisierung der Bodenchemie – zu höheren Ca-Konzentrationen führt. Im Allgemeinen verhindert langsame Tiefenversickerung die Auswaschung von Basizität in den flachen Bereichen, wohingegen Basen aus den steileren Hangbereichen aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeiten schnell ausgewaschen wurden. Im Beobachtungsrohr direkt oberhalb des Baches (HB_P01) wird eine Abweichung von diesem allgemeinen Erklärungsmuster beobachtet. Hier spiegelt die Ca-Konzentration im Beobachtungsrohr direkt die Ca-Konzentration im Bachwasser wider (vgl. Abb. 17)

Die umgebenden Flächen des Hangtransektes im EG Teufelsbächle sind vollkommen unbeeinflusst von den Kalkungskampagnen (vgl. Abb. 4). Infolgedessen sind die dort beobachteten Ca-Konzentrationen im Allgemeinen sehr niedrig und variieren nur wenig.

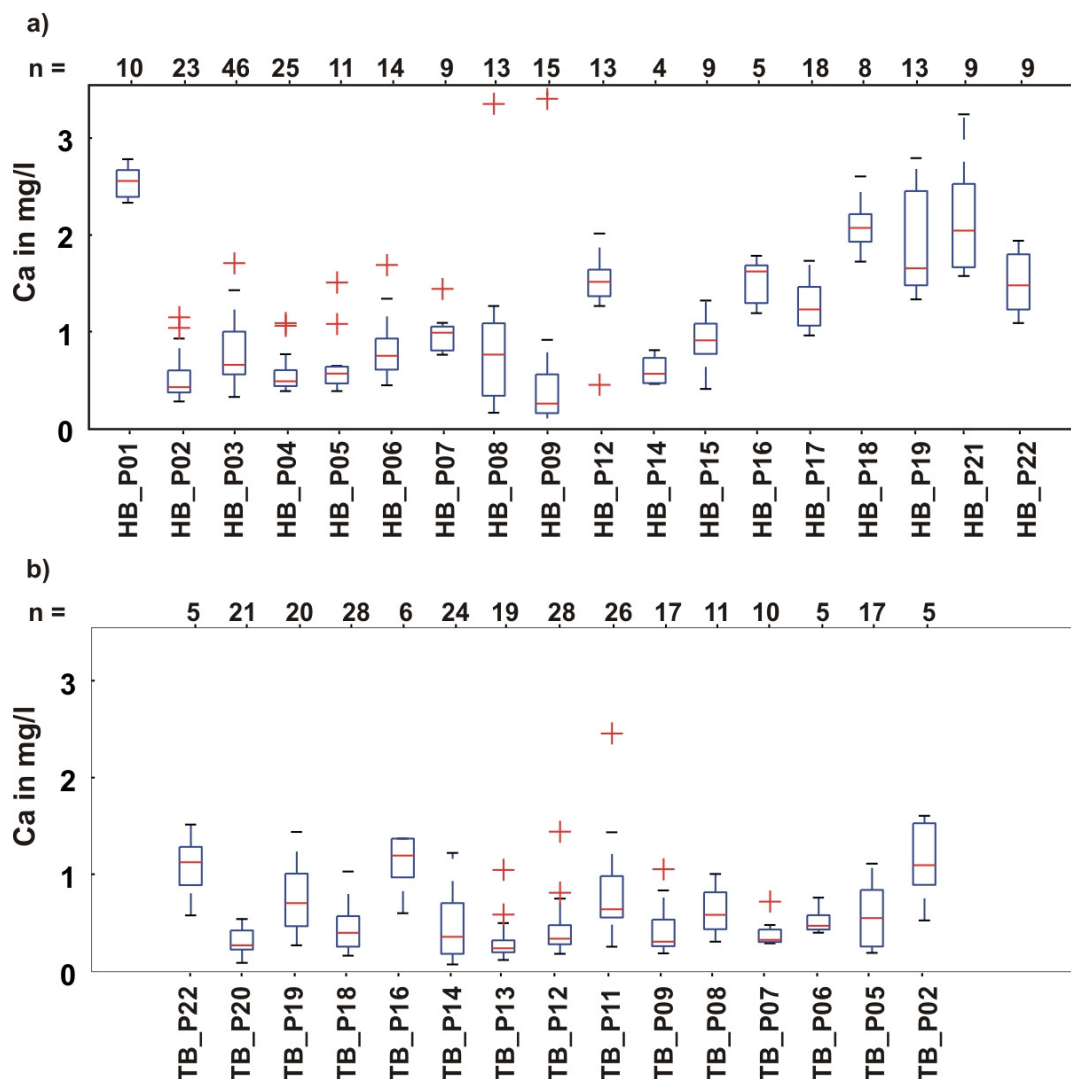


Abb. 14: Ca-Konzentrationen im Hanggrundwasser entlang des Hangtransektes a) im EG Huttenbächle und b) im EG Teufelsbächle. Darstellung der Piezometerrohre hangaufwärts von links nach rechts.

3.6 Elementkonzentrationen der Quellen

Die Elementkonzentrationen der Quellen und der Zuflüsse sind ein Indikator für die geologischen Bedingungen des Aquifers sowie für mögliche Kalkungswirkungen. Der Einfluss der Kalkung hängt von dem Anteil des Sickerwassers im Quellwasser ab. Die Intensität der Fließpassage durch die periglaziale Deckschicht scheint einen noch größeren Einfluss auf den Ca-Gehalt der Quellen zu haben als die mineralogischen Gegebenheiten oberhalb des Quellhorizontes. Dies kann dadurch erklärt werden, dass sämtliche Sandsteinformationen der beiden Einzugsgebiete einen sehr niedrigen mineralischen Ca-Gehalt aufweisen und somit die Verwitterung des Festgesteins kaum zu dem Ca-Gehalt der Quellen beiträgt. Während niederschlagsreicher Zeiten jedoch, vor allem im Winter und Frühjahr, steigt der Wasserspiegel an und erreicht den oberen Bereich der periglazialen Deckschicht, wodurch sich das Ca-arme Grundwasser mit dem Ca-reichen Boden- und tiefen Sickerwasser vermischt. Während der Vegetationsperiode sinkt der Grundwasserspiegel, so dass das Sickerwasser weniger verdünnt wird und die Ca-Konzentration in den Quellen steigt an. Obwohl der generelle Jahresverlauf aller Quellen ähnlich ist – steigende Werte während der Vegetationsperiode und ein Absinken der Werte im Winter – variiert die Amplitude der jahreszeitlichen Variation zwischen den einzelnen Quellen beträchtlich (Abb. 15).

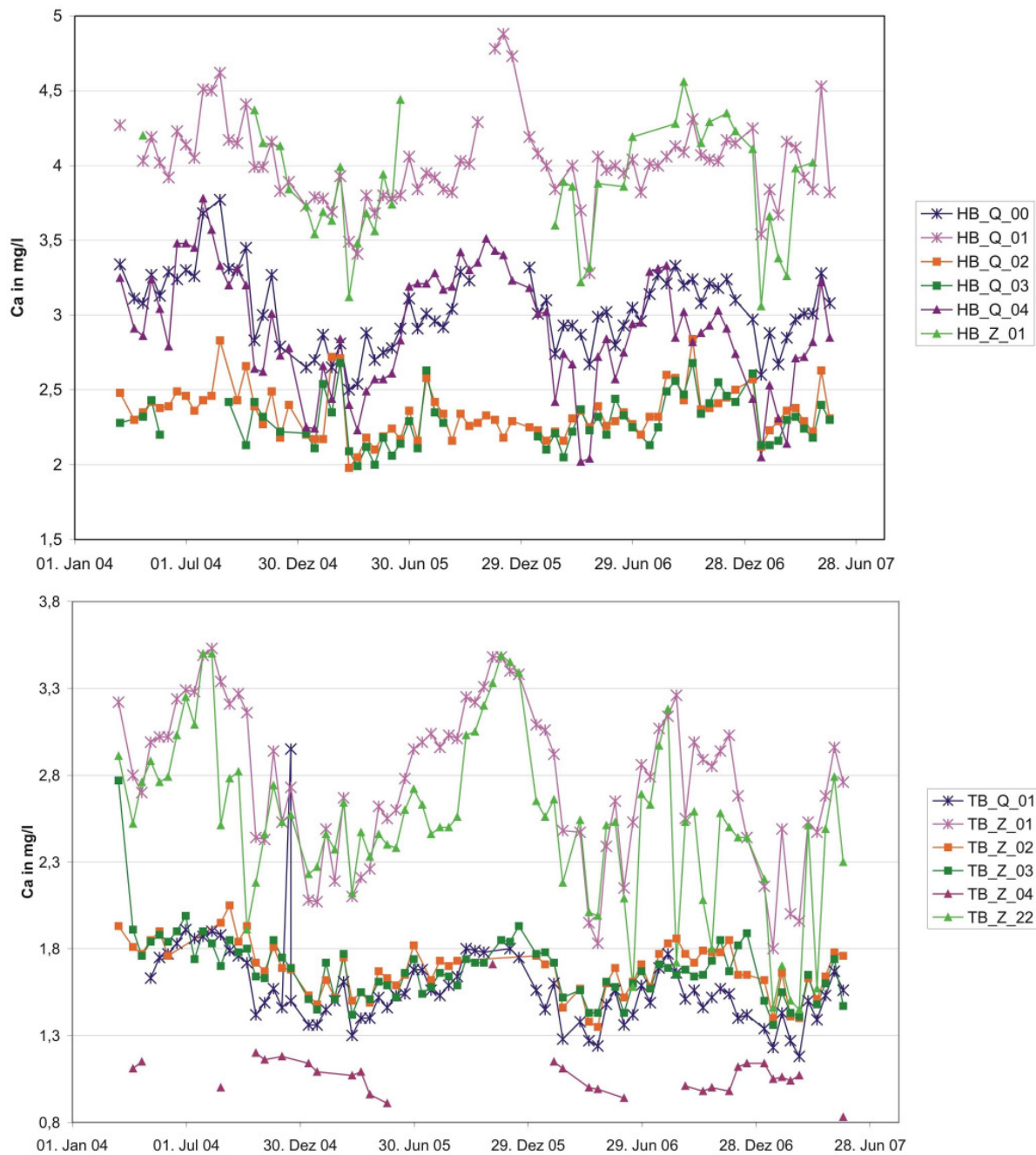


Abb. 15: Ca-Konzentrationen der Quellen und Zuflüsse des Huttenbächle Einzugsgebietes (oben) und des Teufelsbächle Einzugsgebietes (unten).

Die Quellen, welche die höchsten Ca-Konzentrationen aufweisen, entspringen entweder sumpfigen Sättigungszonen (Quellentyp Nr. 2 in Abb. 3 – z.B. HB_Q_01, TB_Z_22) oder sind durch lange Fließwege durch die periglaziale Deckschicht gekennzeichnet (Quellentyp Nr. 4 in Abb. 3 – z.B. HB_Z_01, TB_Z_01). Im Gegensatz dazu zeigen direkte Schichtquellen, welche direkt dem Festgestein entspringen, ohne die periglaziale Deckschicht durchfließen zu haben, die niedrigsten Ca-Gehalte (Quellentyp Nr. 3 in Abb. 3 – z.B. HB_Q_02, HB_Q_03, TB_Z_02, TB_Z_03, TB_Q_01).

3.7 Elementkonzentrationen im Bachwasser

Die Elementkonzentrationen am Gebietsauslass stellen ein integrales Maß aller internen Stoffhaushaltsprozesse im Einzugsgebiet dar. Die beiden Untersuchungsgebiete unterscheiden sich in ihrer Elementfracht im Gebietsauslass signifikant (Tab. 5).

Tab. 5: Mittelwerte chemischer Elementkonzentrationen im Huttenbächle und Teufelsbächle an den Gebietsauslässen. Die Signifikanz der Unterschiede zwischen den beiden Bächen wurde mittels nicht-parametrischem Wilcoxon-Rangsummentest geprüft (Überschreitungswahrscheinlichkeit: * $\leq 5\%$, ** $\leq 1\%$ und * $\leq 0,1\%$, n.s. $> 5\%$).**

	pH	Ca	K	Mg	Al	Si	Mn	Na	Cl	SO ₄	DOC
		-----	-----	-----	-----	mg/l	----	-----	-----	-----	-----
Huttenbächle	6,450	3,660	0,980	1,180	0,016	2,030	0,002	0,750	1,350	3,670	0,986
Teufelsbächle	6,380	2,470	0,950	0,760	0,017	2,020	0,017	0,700	1,210	4,480	0,635
Signifikanz	n.s.	***	**	***	n.s.	n.s.	***	***	***	***	n.s.

Die Entwicklung der Elementkonzentrationen entlang der Bachläufe ist durch unterschiedliche Merkmale des Einzugsgebiets bedingt (z.B. geologische Eigenschaften, geländemorphologische Besonderheiten etc.). Infolge der Abgabe von CO₂ an die Atmosphäre sowie durch ein erhöhtes Kalzium- und Hydrogenkarbonatangebot durch Grundwasserzutritte aus dem Unteren Buntsandstein ändert sich die chemische Signatur des Bachwassers entlang der Fließstrecke. Dies ist beispielsweise an den Werten der Alkalinität (oder Säureneutralisationskapazität) zu erkennen, dies sich zum einen zwischen den beiden Bächen deutlich unterscheiden und sich zum anderen auch entlang der Fließstrecke verändern. Abbildung 16 zeigt die Alkalinität in verschiedenen Abschnitten der Bachläufe. Die Alkalinität wird durch die Aktivität von Bikarbonat und organischen Anionen bestimmt und ist damit mit dem Versauerungsgrad des Wassers verknüpft. Während die Alkalinität entlang des Huttenbächle überall deutlich im positiven Wertebereich liegt, tendiert die Alkalinität im Teufelsbächle zu negativen Werten. Diese treten periodisch unter extremen Witterungsbedingungen (Bachunterlauf) oder sogar ganzjährig (Oberlauf) auf.

Da beide Einzugsgebiete in Bezug auf die Deposition von Neutralkationen, die Lage, die Höhenlage und die geologischen Eigenschaften sowie die Abflusspende sehr vergleichbar sind, liegt es nahe anzunehmen, dass die unterschiedliche Kalkungsintensität diese auffallenden Unterschiede in den Elementkonzentration der beiden Bäche verursacht hat. Dies korrespondiert mit den Unterschieden in der Austauschbelegung der Böden (Kap. 3.3) und kann ebenso an den Ca-Konzentrationen entlang der Bachläufe erkannt werden (Abb. 17). In allen Bachabschnitten sind die Ca-Konzentrationen im Huttenbächle signifikant höher als im Teufelsbächle.

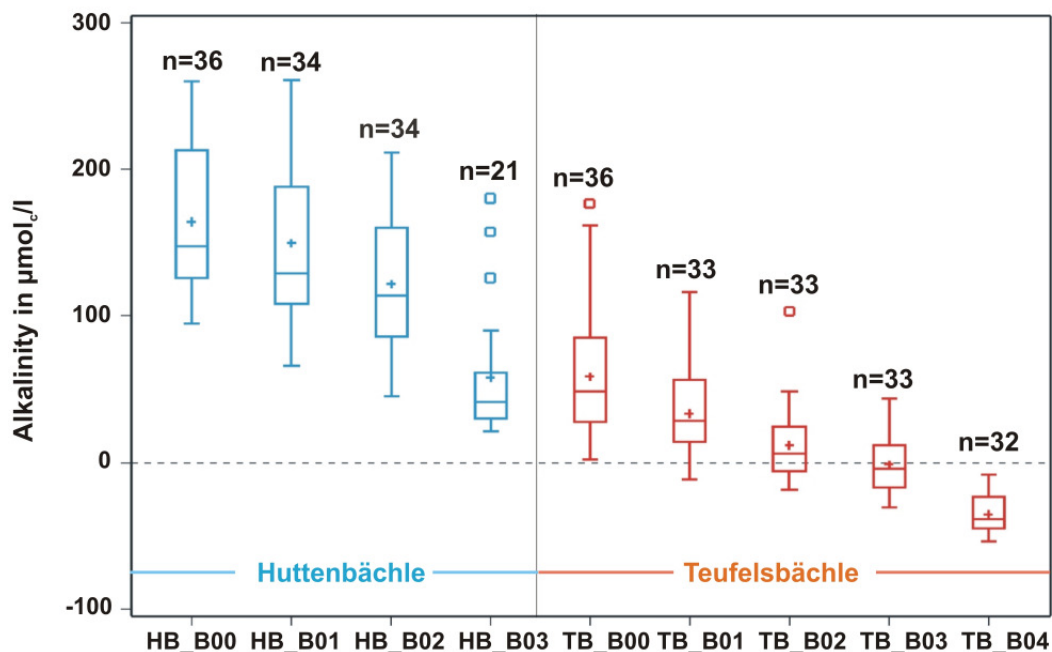


Abb. 16: Alkalinität im Bachwasser für verschiedene Bachabschnitte entlang des Huttenbächle und Teufelsbächle (HB = Huttenbächle, TB = Teufelsbächle, 00 = Gebietsauslass; höhere Indizes stehen für bachaufwärts liegende Abschnitte, vgl. auch Abb. 5).

Die chemische Signatur der Quellen und seitlichen Zuflüsse erlaubt einen Schluss auf deren Herkunftsräume und hauptsächlichsten Fließpassagen. In Abbildung 17 sind die Ca-Konzentrationen der Quellen und Zuflüsse zusammen mit denjenigen der einzelnen Bachabschnitte entsprechend ihrer hydrometrischen Position eingezeichnet. Wenn man die Ca-Konzentrationen zwischen den einzelnen Bachabschnitten miteinander verbindet, ergibt sich eine relativ gleichmäßige Abnahme der Ca-Konzentrationen vom Gebietsauslass bis zum Oberlauf. Sehr nahe an diesem Verlauf mit teilweise leicht niedrigeren Ca-Konzentrationen liegen die Schichtquellen, im Huttenbächle Q02, Q03, Q04 und Q06 und im Teufelsbächle die Zuflüsse Z02, Z03 und Z04 bzw. die Quelle Q01. Diesem Verlauf gegenüber deutlich erhöhte Ca-Konzentrationen weisen im Huttenbächle die Zuflüsse Z01 und die Quellen Q01 und Q05 auf. Dieses sind Situationen, die offensichtlich als Überlaufquellen überwiegend aus der periglazialen Deckschicht gespeist werden und damit sehr stark von der im EG Huttenbächle vollständigen Oberflächenkalkung geprägt sind. Im Fall der Quelle Q05 liegt ein direkter Einfluss der lokal extrem stark erhöhten Ca-vorrätigen Böden im Umfeld des Hubschrauberlandplatzes am Westrand des Einzugsgebiets nahe. Im EG Teufelsbächle weisen die Zuflüsse Z01 und Z22 signifikant erhöhte Ca-Konzentrationen auf, was auch hier dadurch erklärt werden kann, dass diese Zuflüsse aus gekalkten Arealen gespeist werden (vgl. Abb. 4).

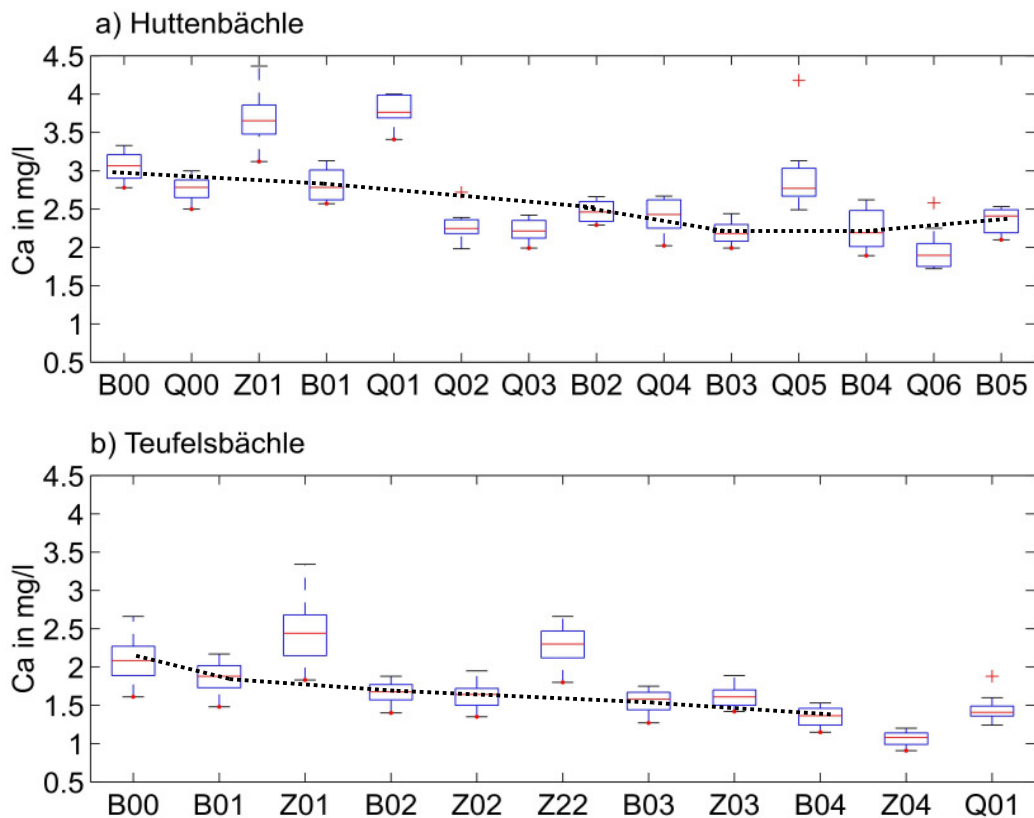


Abb. 17: Ca-Konzentrationen entlang des Bachlauf im Huttenbächle (a) und im Teufelsbächle (b) (B = Bach, Z = Zufluss, Q = Quelle, s. auch Abb. 5) Punktierte Linie= Probenahmestellen im Bach.

Der Kalkungseinfluss ist ebenso erkennbar, wenn man die Zeitreihen der Ca-Konzentrationen an den Gebietsauslässen miteinander vergleicht (Abb. 18). Ende 1989 war das Einzugsgebiet des Huttenbächle bereits auf einem sehr großen Teil gekalkt, während die Kalkungsmaßnahmen im EG Teufelsbächle erst 1987 begannen und 1991 abgeschlossen waren. Im EG Teufelsbächle wurden nur etwa 50 % der Fläche gekalkt. Im EG Huttenbächle wurde der gekalkte Flächenanteil in den 1990er Jahren auf 100 % der Einzugsgebietsfläche komplettiert und ein Teil der Fläche zum zweiten Mal gekalkt. Das gesamte EG Huttenbächle wurde 2003 nochmals gekalkt. Dies führte dazu, dass 1989 am Beginn der Beobachtungsperiode die Ca-Konzentrationen zwischen den beiden Gebietsauslässen sehr nahe beieinander lagen. Bis Mitte der 1990er Jahre sank die Ca-Konzentration am Messwehr im Teufelsbächle deutlich ab und pendelte seitdem jahresperiodisch um einen relativ konstanten Wert von ca. 2,6 mg/l. Im Huttenbächle dahingegen stieg die Ca-Konzentration am Messwehr bis Mitte der 1990er Jahre auf einen Maximalwert von durchschnittlich ca. 4,8 mg/l an, fiel dann deutlich bis zum Jahr 2002 auf den Wert von 3,7 mg/l ab, stabilisierte sich auf diesem Niveau und pendelt seither zwischen 3,7 und 4,2 mg/l. Dieser Trendverlauf in der Ca-Konzentration lässt sich mit der Kalkungsintensität in den beiden Untersuchungsgebieten erklären. 1989 war im EG Teufelsbächle der ganz überwiegende Teil der Kalkungsmaßnahmen abgeschlossen und lag bis zu maximal zwei Jahren zurück. In den Jahren 1996/97 war dort die Kalkungsreaktion im Bachwasser

weitgehend abgeklungen, d.h. dass ein Kalkungseffekt maximal über einen Zeitraum von 7 bis 10 Jahren erkennbar war. Im EG Huttenbächle waren 1995 die Flächenkalkungen zu 100 % abgeschlossen und lagen bis auf eine kleinstflächige Ausnahme bis zu maximal 13 Jahren zurück. Dies und die Tatsache, dass auf ca. 1/5 der Einzugsgebietsfläche bis dahin eine Wiederholungskalkung stattgefunden hat, erklärt, dass in den Jahren 1990/92 dort die höchsten Ca-Konzentrationen im Gebietsauslass gemessen wurden. Im Teufelsbächle sind offensichtlich die Kalkungswirkungen 3 – 5 Jahre nach den letzten Kalkungsmaßnahmen weitgehend abgeklungen. Von der Wiederholungskalkung 2003 ist im Bachwasser in Form von erhöhten Neutralkationen – Konzentrationen noch kein Signal erkennbar. Die Trendverläufe zwischen Huttenbächle und Teufelsbächle entsprechen sich sehr weitgehend.

Die Differenzkurve zeigt den Verlauf der Unterschiede in der Ca – Konzentration zwischen den beiden untersuchten Einzugsgebieten und damit den Kalkungseffekt schärfer als die einzelnen Trendverläufe. Sie startet bei Differenzen von weniger als 0,5 mg/l (im Jahr 1989 lagen die Ca – Konzentrationen im Teufelsbächle sogar über denjenigen des Huttenbächle). Die maximale Differenz mit durchschnittlichen Werten um 1,5 mg/l wurde im Jahr 1995 erreicht. Danach sank die Differenz auf ca. 1,2 mg/l im Jahr 2003 ab und beginnt danach ganz schwach wieder anzusteigen.

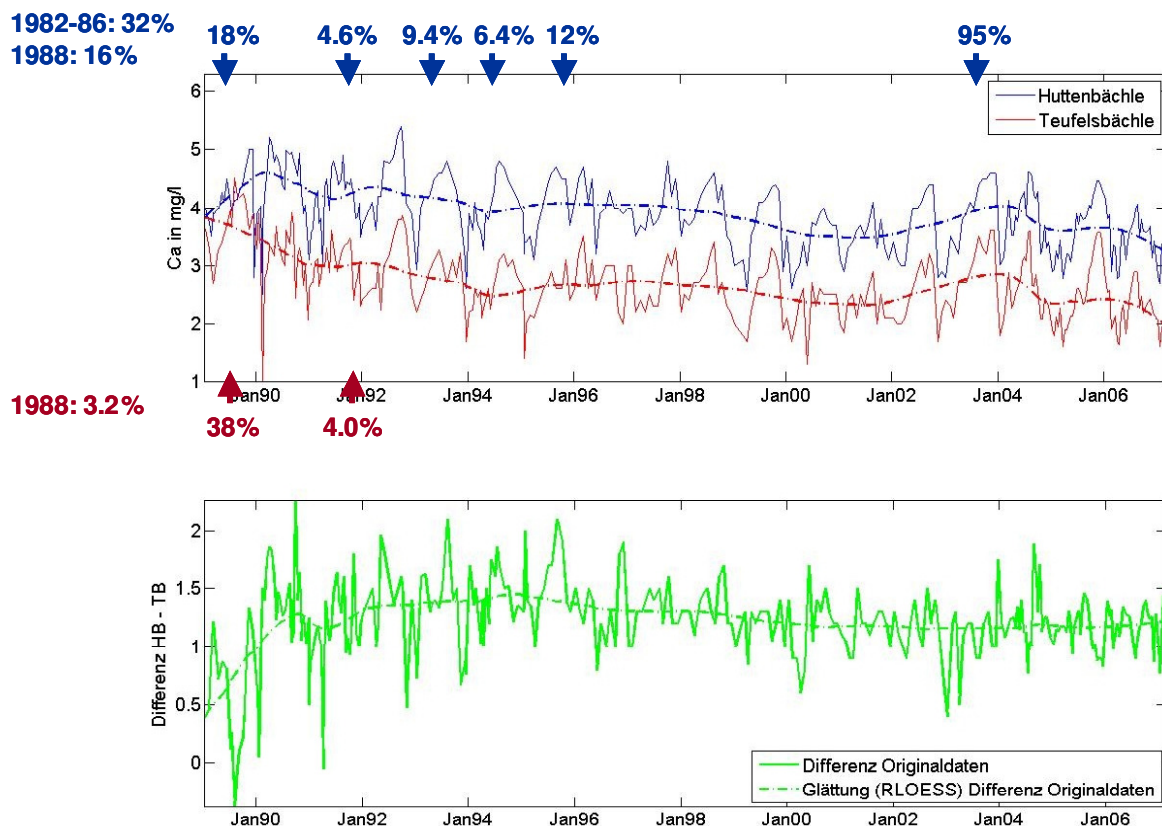


Abb. 18: Zeitlicher Verlauf der Ca-Konzentrationen im Gebietsauslass der Bäche Huttenbächle (blau) und Teufelsbächle (rot). Trendlinien = LOESS-Approximation. Pfeile zeigen Kalkungszeitpunkte und anteilige Einzugsgebietsflächen der Kalkungen. Unten Verlauf der Differenz der Ca – Konzentrationen zwischen den beiden Einzugsgebieten.

Auch die Mg-Konzentrationen zeigen analog zum Ca ein deutlich höheres Niveau beim Huttenbächle im Vergleich zum Teufelsbächle (Abb. 20). Die Doppelsummenlinie zeigt zum gleichen Zeitpunkt im EG Huttenbächle eine positive Abweichung von der 1:1-Linie wie diejenige für Ca (Abb. 19).

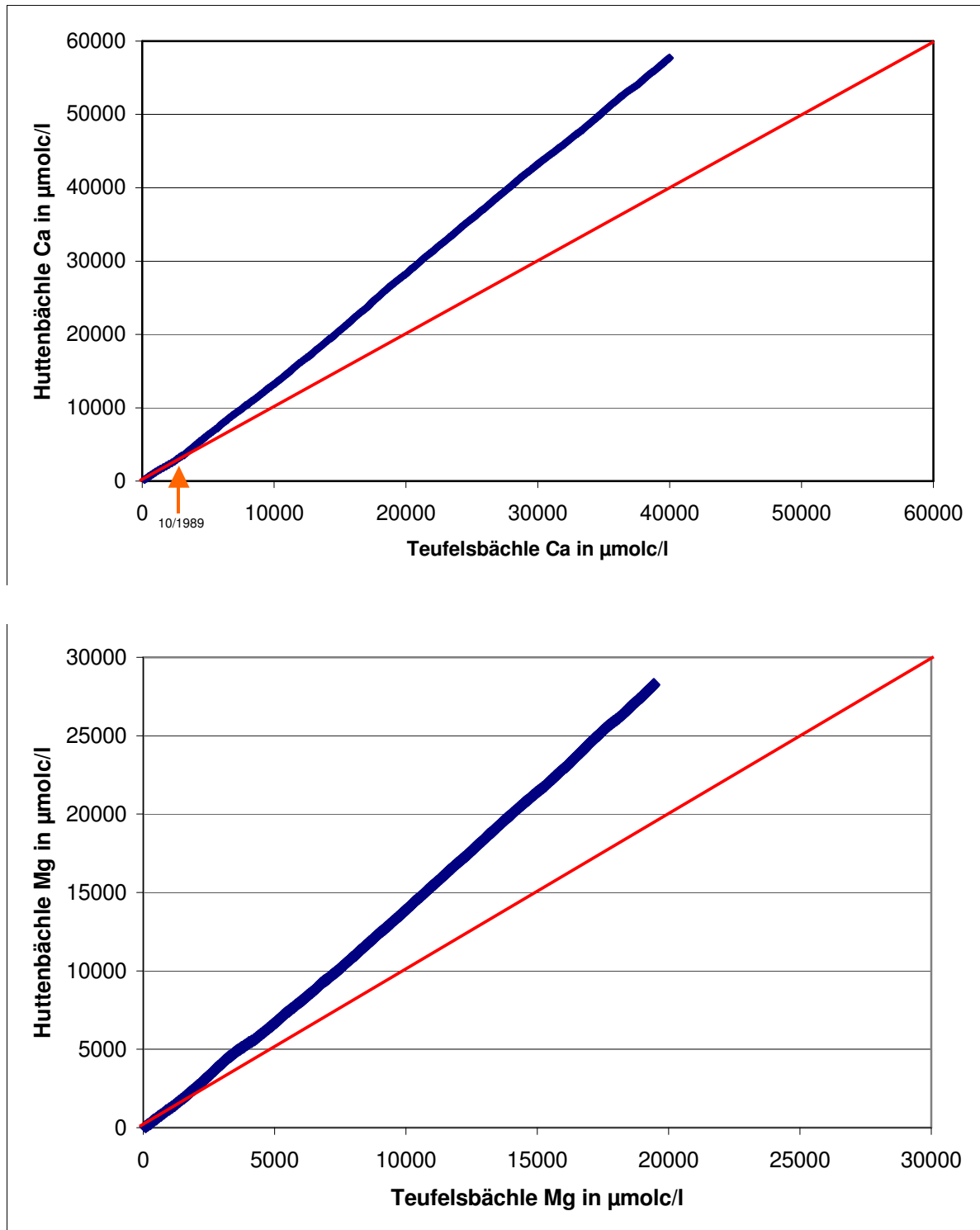


Abb. 19: Doppelsummenkurven für Ca (oben) und Mg (unten) in µmol/l für die gesamte Beobachtungsperiode seit 1989.

Sehr deutlich ist in Abbildung 19 zu sehen, dass zu Anfang der Beobachtungsperiode die Werte für die kumulativen Summen der Ca- und Mg-Konzentrationen annähernd der 1:1-Linie folgen. Ende des Jahres 1989 beginnen die Werte sehr stark von dieser Linie abzuweichen. Ab diesem Zeitpunkt kann nicht mehr von einer homogenen Entwicklung der beiden Einzugsgebiete bezüglich Ca und Mg ausgegangen werden. Wäre dies nur eine zeitlich begrenzte Abweichung, oder die Folge einer in die Bestandesstruktur eingreifenden Hiebsmaßnahme (s. bei Abb. 7 Diskussion der Abflusshöhe) würde sich der Verlauf mit einem deutlichen Sprung ändern und danach würde die Doppelsummenlinie auf einem neuen Niveau mehr oder weniger parallel zur 1:1-Linie verlaufen. Die Tatsache, dass für beide Elemente die Doppelsummenlinie seit 1989 mit einer mehr oder weniger gleich bleibenden Steigung von der 1:1-Linie abweicht, zeigt, dass hier offensichtlich eine nachhaltige Umstimmung des bio-geo-chemischen Stoffkreislaufs stattgefunden hat.

Die Mg-Konzentrationen und deren Trendverläufe im Gebietsauslass zeigen zwischen den beiden Untersuchungsgebieten eine sehr vergleichbare Relation wie für Ca (Abb. 18, 20).

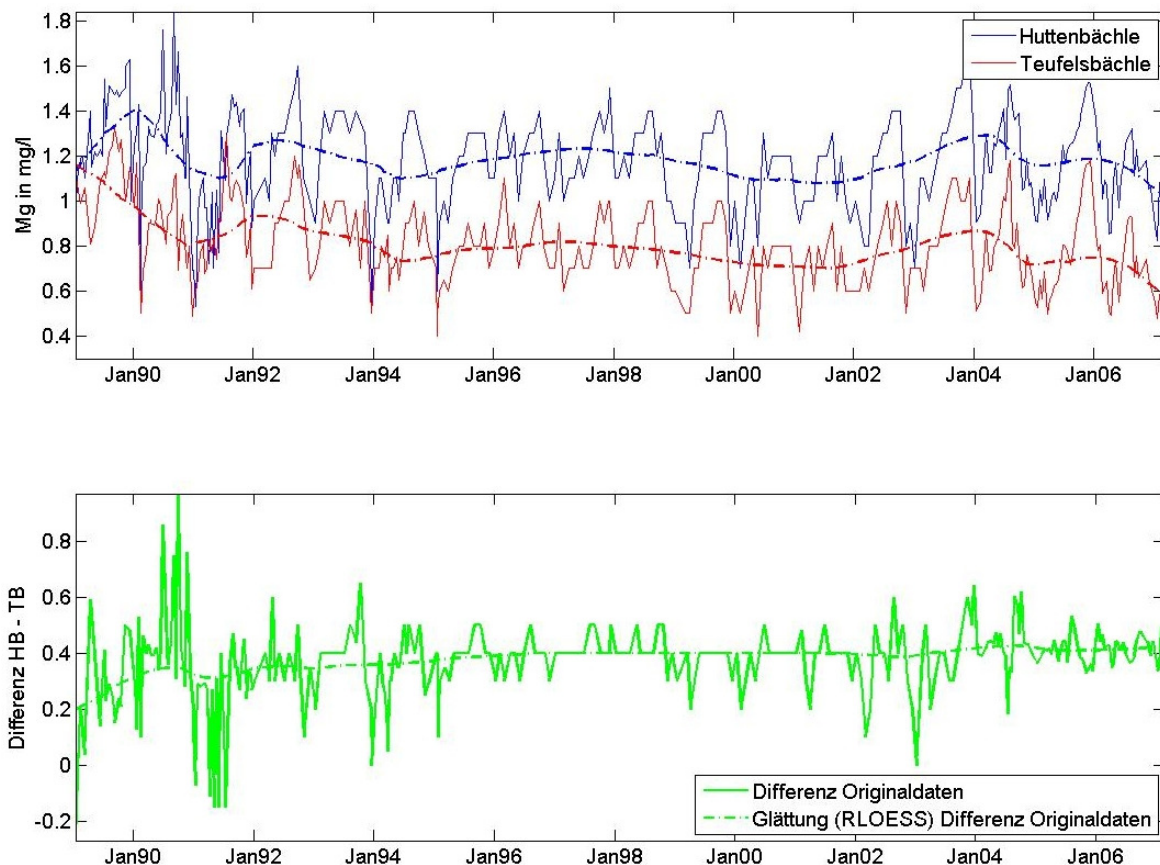


Abb. 20: Zeitlicher Verlauf der Mg-Konzentration an den Gebietsauslässen der Bäche Huttenbächle (blau) und Teufelsbächle (rot). Trendlinien = LOESS-Approximation. Unten Verlauf der Differenz der Mg – Konzentrationen zwischen den beiden Einzugsgebieten.

Auch hier ist das Niveau der Mg-Konzentrationen im EG Huttenbächle um ca. 2/3 höher als im EG Teufelsbächle. Der Trendverlauf der Differenzenkurve weist kein klar erkennbares

Maximum auf und steigt über die gesamte Beobachtungsperiode von $<0,2$ mg/l auf $>0,4$ mg/l an. Möglicherweise liegt dies an den verwendeten Meliorationsmitteln. In den 1980er Jahren wurden noch so genannte Forstmischungen mit überwiegendem Ca-Anteil und auch Thomasmehl verwendet, die keine hohen Mg-Anteile besaßen. Um diesen Trend treten jedoch 1-2 Jahre andauernde, deutlich stärker als bei Calcium ausgeprägte Fluktuationen auf. Letzteres kann ein Hinweis auf die höhere Mobilität des einwertigen Magnesiums gegenüber dem zweiwertigen Calcium sein. Damit ist die Kalkungswirkung in Bezug auf Magnesium als weniger nachhaltig anzusehen als in Bezug auf Calcium.

Analog zum Verlauf der Alkalinität entlang des Bachlaufs ist der Verlauf des Versauerungsindex (Abb. 21), der das Verhältnis der Neutralktionen zu den Anionen starker Mineralsäuren angibt. Im Huttenbächle finden sich sowohl am Unterlauf als auch am Oberlauf noch moderate Werte um 2. Der Unterlauf des Teufelsbächle ist mit 1,4 schon stark versauerungsgefährdet, der Oberlauf des Teufelsbächle befindet sich mit Werten deutlich unter 1 sogar im versauerten Bereich.

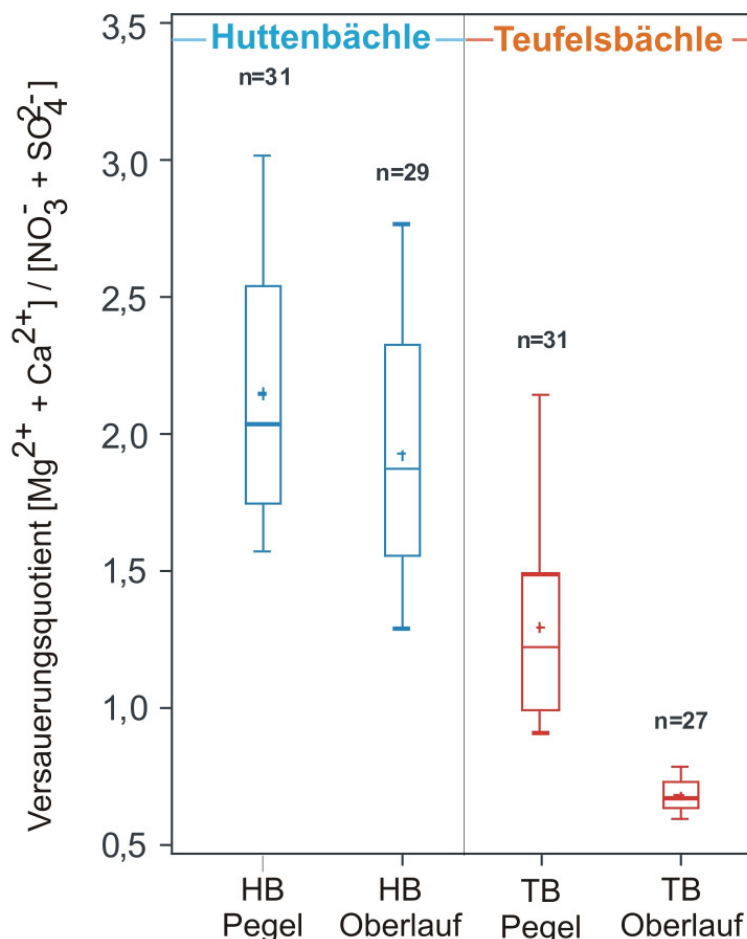


Abb. 21: Versauerungsquotienten für Hutten- und Teufelsbächle.

Der pH-Wert (Abb. 22) im Huttenbächle ist entlang des Bachlaufes stabil, er schwankt am Unterlauf zwischen 6,2 und 6,8 und am Oberlauf zwischen 6 und 6,5.

Am Unterlauf des Teufelsbächle liegt der Mittelwert des pH-Wertes bei 6,4 (Abb. 22). Dies ist noch relativ hoch und kein Indikator für eine nachhaltige Gewässerversauerung. Allerdings sinkt der pH-Wert in Situationen mit Spitzenabflüssen deutlich unter 6 und die Schwankungen sind deutlich höher als beim Huttenbächle. Am Oberlauf des Teufelsbächle ist der pH-Wert dagegen sehr gering und schwankt zwischen 4,7 und 5,2. Wie auch der Versauerungsindex und die Alkalinität zeigt, ist der Oberlauf des Teufelsbächle stark versauert. Im Gegensatz zum pH-Wert zeigen die beiden Versauerungsparameter Alkalinität und Versauerungsindex aber schon für den Unterlauf des Teufelsbächle die Gefahr der Gewässerversauerung auf.

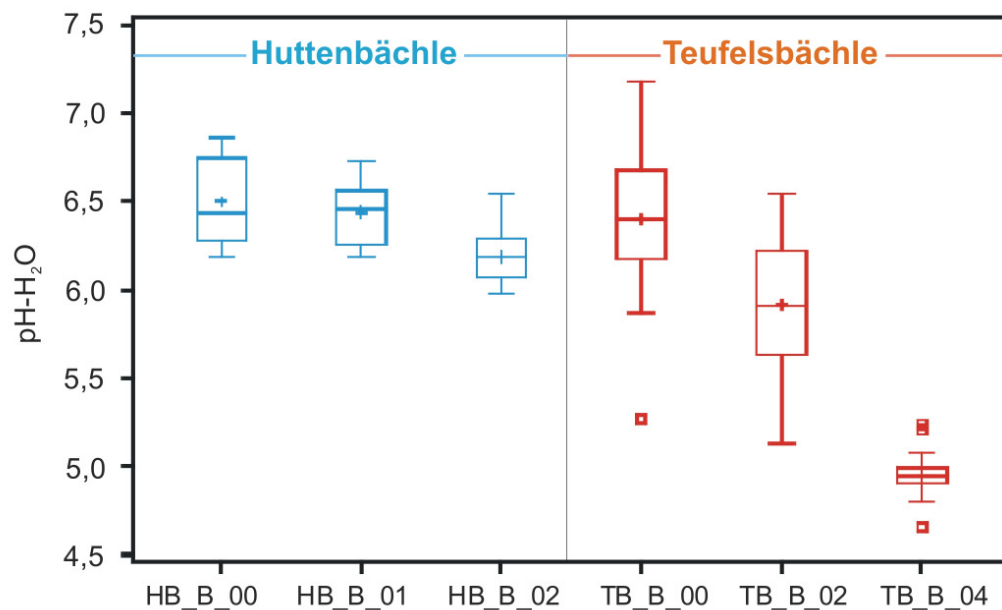


Abb. 22: pH-Wert Entwicklung entlang der Bachläufe Huttenbächle und Teufelsbächle (Nummerierung aufsteigend vom Unterlauf zum Oberlauf).

Die beiden Gewässer Huttenbächle und Teufelsbächle unterscheiden sich zudem deutlich in ihren Gehalten an Aluminium (Abb. 23) und Mangan (Abb. 24), beides Reaktionsprodukte aus der Bodenversauerung. Gleichzeitig sind diese beiden Elemente von hoher praktischer Bedeutung für die chemische Wasserqualität. Aluminium ist zwar auf technischem Weg bei der Trinkwasseraufbereitung vergleichsweise leicht aus dem Wasser zu entfernen, schädigt aber aquatische Lebensgemeinschaften und löst eine Artenverarmung bis hin zu Fischsterben aus. Mangan behindert durch Trübungen die technische Entkeimung bei der Trinkwasseraufbereitung.

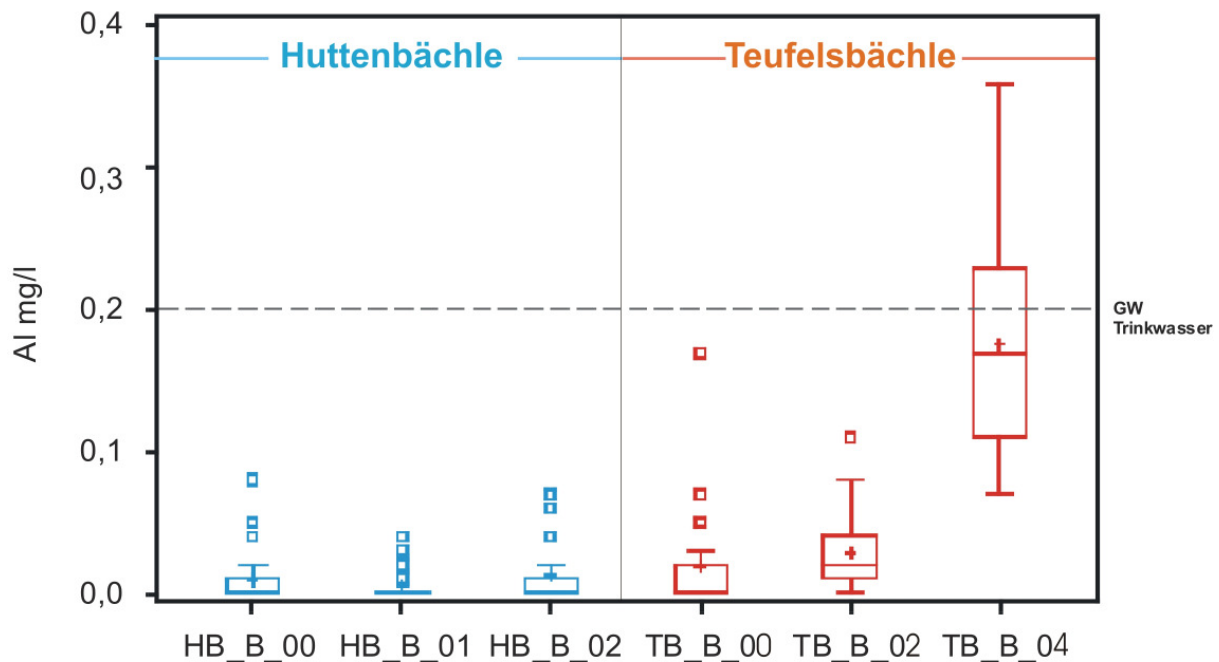


Abb. 23: Aluminium-Konzentration entlang der Bachläufe Huttenbäche und Teufelsbäche (Nummerierung aufsteigend vom Unterlauf zum Oberlauf).

Im Huttenbäche sind die Al-Konzentrationen sehr gering und überschreiten in keinem Fall den Trinkwassergrenzwert von 0,2 mg/l. Auch beim Teufelsbäche bleiben die Al-Konzentrationen am Unterlauf unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung, mit einer maximalen beobachteten Konzentration von 0,17 mg/l wird er aber schon beinahe erreicht. Am Oberlauf dagegen wird der Trinkwassergrenzwert für Aluminium z.T. deutlich überschritten.

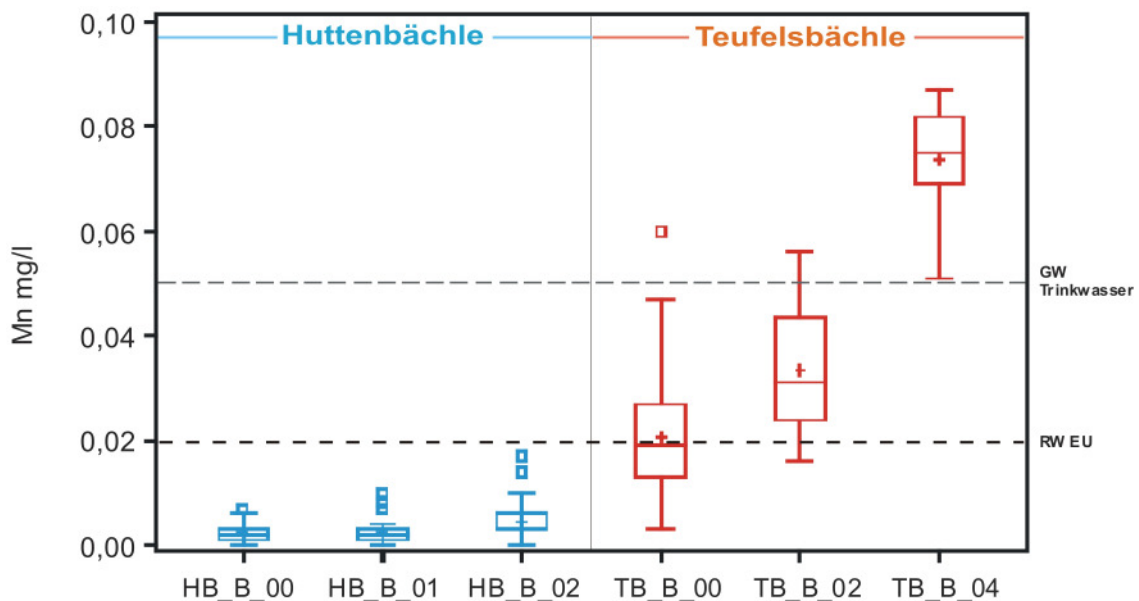


Abb. 24: Mangan-Konzentration entlang der Bachläufe Huttenbäche und Teufelsbäche (Nummerierung zunehmend vom Unterlauf zum Oberlauf).

Die Mangan-Konzentrationen im Huttenbäche liegen entlang des Bachlaufes deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert von 0,05 mg/l. Auch der strengere EU-Richtwert von 0,02 mg/l

wird nicht erreicht. Beim Teufelsbächle liegen die Mangan-Konzentrationen am Unterlauf unter dem Trinkwassergrenzwert. Lediglich einmal wird er mit 0,06 mg/l überschritten. Am Oberlauf dagegen liegen sämtliche gemessenen Werte über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Der strengere EU-Richtwert wird auch am Unterlauf des Teufelsbächle häufig überschritten.

Kalkungen können als unerwünschte Nebenwirkung erhöhte Mineralisierungsraten in Oberböden provozieren und durch die für Nitrifizierer – Populationen günstigen erhöhten pH-Werte zeitlich begrenzte Nitratschübe verursachen. Solche Nebenwirkungen sind im Zusammenhang mit dem Gewässerchemismus und Trinkwasservorsorge unerwünscht, da erhöhte Nitratkonzentrationen eine ernsthafte Einschränkung der Trinkwasserqualität bedeuten.

In den beiden Untersuchungsgebieten liegt das Niveau der Nitratkonzentrationen mit Werten zwischen 2-6 mg/l (im Mittel 2,5-5,5 mg/l) sehr niedrig und weit unterhalb des EU-Grenzwerts von 50 mg/l und auch des EU-Richtwerts von 25 mg/l. Im Vergleich zwischen dem intensiv gekalkten Huttenbächle- und dem wenig gekalkten Teufelsbächle - Einzugsgebiet lassen sich keine klaren Anzeichen für einen Durchbruch von kalkungsbedingten Nitratschüben ins Gewässer erkennen (Abb. 25). Im ersten Drittel der Beobachtungsperiode sind die Nitratkonzentrationen im weniger gekalkten Teufelsbächle sogar tendenziell höher als im damals schon sehr viel intensiver gekalkten Huttenbächle. Seit Mitte der 1990er Jahre ist ein leicht abnehmender Trend der Nitratkonzentrationen erkennbar. Dies kann mit einer entsprechenden leichten Abnahmetendenz der Stickstoffdepositionen zusammenhängen. Lediglich in den Jahren 2005-2006 ist im stärker gekalkten Huttenbächle ein leichter Anstieg der Nitratkonzentration gegenüber dem Teufelsbächle zu erkennen. Dies kann eine Reaktion der im Jahr 2003 durchgeführten flächigen Kalkung darstellen, die aber bislang im Schwankungsbereich der Zeitreihe verbleibt.

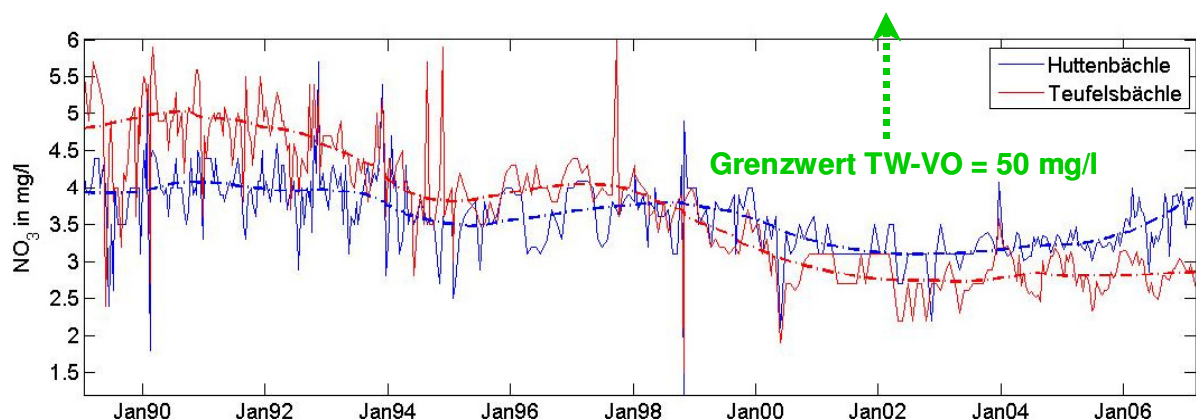


Abb. 25: Nitrat-Konzentration am Gebietsauslass Huttenbächle (blau) und Teufelsbächle (rot) für den Zeitraum 1989 – 2006. Trendlinien = LOESS-Approximation.

3.8 Bodenwasserchemie

Die Zusammensetzung der Bodenlösung wurde in den Jahren 2004 – 2007 kontinuierlich durch Bodenwasserproben mittels Saugkerzen untersucht. In Abb. 26 werden die Messergebnisse für die Elemente Aluminium, pH, Calcium und Magnesium für die beiden Messtiefen 20 und 80cm dargestellt. Dabei ist erkennbar, dass im Oberboden (20 cm) die durchschnittlichen Konzentrationen für Calcium und insbesondere Magnesium in der Bodenlösung gegenüber den Konzentrationen im Unterboden (80 cm) deutlich erhöht sind. Dies ist eine Umkehr des „natürlichen“ Tiefenprofils, das für Neutralkationen erwartet werden sollte, da im Unterboden deren Verfügbarkeit im Kontakt zu den Vorräten des Ausgangsgesteins höher sein sollte. Der Befund dieser „chemischen Profilumkehr“ kann als deutlicher Hinweis auf die Wirkung von Kalkungsmaßnahmen auf den Bodenlösungstransport gewertet werden.

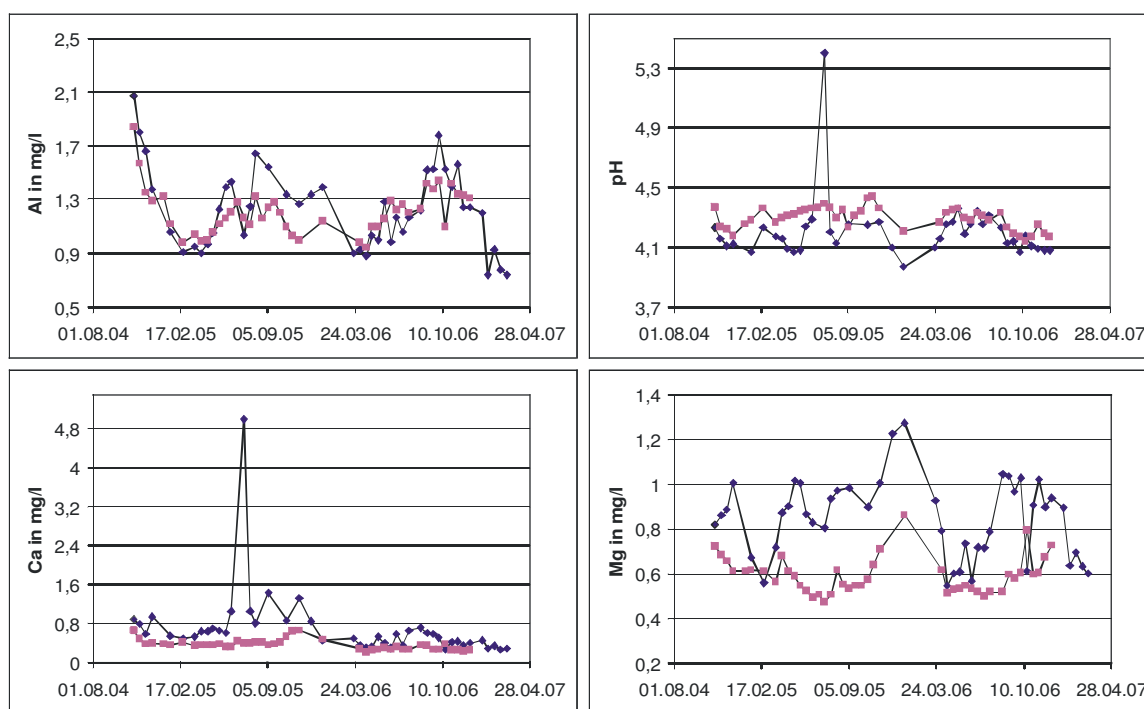


Abbildung 26: Gemessene Konzentrationen von Ca, Mg und Al sowie pH-Werte am unteren Saugkerzenplot im Einzugsgebiet Huttenbächle. Blau = Messtiefe 20 cm, Magenta = Messtiefe 80 cm

Anhand der Parameter pH-Wert und Aluminiumkonzentration lässt sich jedoch zeigen, dass die bisherigen Kalkungen mit einer durchschnittlichen Gesamtdosierung von knapp 7 t/ha keine dramatische Umstimmung der Bodenlösungszusammensetzung bewirkt haben, die unter Umständen die „natürliche Reaktionsnorm“ des Standorts überschreiten würde. Der durchschnittliche pH – Wert liegt im Oberboden bei 4,2 und im Unterboden mit Werten um

4,3 – 4,4 etwas höher. Letzteres kann als Hinweis auf einen vergleichsweise schnellen Transport der mit der Kalkung verabreichten Basizität durch den Boden in die darunter liegende periglaziale Hangschuttdecke angesehen werden. Die etwas höhere Säurestärke im Oberboden und auch die dort tendenziell höhere Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung sind so als Indiz einer Wiederversauerung nach früheren Kalkungsmaßnahmen zu interpretieren.

In Ergänzung zur kontinuierlichen Saugkerzenbeprobung wurden bei periodischen Probenahmen D-Lösungen gewonnen, mit deren Hilfe die Lösungskonzentration im Sickerwasser abgeschätzt wird. Die Proben, die mit Hilfe der D-Lösungen untersucht werden, sind durch die kleinsten Probenvolumen gekennzeichnet (bis zu 160 µl) und mit ihnen ist es möglich, Wasser aus sehr feinen Poren zu extrahieren (Matrixpotential von 1600 hPa), das normalerweise stark an die Bodenfestphase gebunden ist (Blattner et al., 2000). Unter allen Proben kann mit der D-Lösung das vollständigste Gleichgewicht zwischen der Flüssig- und der Festphase hergestellt werden. Deshalb zeigen die D-Lösungen im Vergleich zu all anderen Messungen – Saugkerzen, Hanggrundwasser, Quellwasser und Bachwasser – sehr unterschiedliche Muster in den gemessenen Konzentrationen (Abb. 27). Die verschiedenen Messmethoden unterscheiden sich zum einen hinsichtlich des Porenvolumens, aus dem das Wasser gewonnen wird, aber auch durch die räumliche Integration der entnommenen Wasserproben. Mittels der Saugkerzenproben wird Wasser aus größeren Bodenvolumina gewonnen, das aus vergleichsweise größeren Poren stammt (Matrixpotential von 320 hPa). Die so gewonnenen Wasserproben sollten am ehesten den Einfluss der Pflanzenaufnahme, besonders hinsichtlich der Nährstoffe, abbilden. In den Piezorohren wird das Hanggrundwasser, also das frei fließende Wasser in der Bodenzone und in der oberen Schicht der periglazialen Deckschicht gesammelt. Die Proben des Quellwassers repräsentieren ein noch größeres Einzugsgebiet und stellen eine Mischung von tiefem Grundwasser und lateralen Zuflüssen aus der Bodenzone und der periglazialen Deckschicht dar. Die Wasserproben am Gebietsauslass sind letztendlich eine integrale Größe des gesamten Einzugsgebietes und repräsentieren eine Mischung aller Wasserkomponenten (Boden-, Sicker-, Grundwasser).

Die Zusammenhänge zwischen den Elementkonzentrationen, die mit den verschiedenen Probetypen gewonnen wurden, lassen zwei allgemeine Muster erkennen (Abb. 27).

Die konservativen Elemente Cl und Na wurden in bedeutend höherer Konzentration in der D-Lösung als in allen anderen Wasserproben nachgewiesen. Da der Austausch mit dem Boden und die Pflanzenaufnahme für diese Elemente vernachlässigbar ist, zeigt dieses Verhalten das Vorhandensein von mindestens zwei Porensystemen mit einer geringen Interaktion zwischen diesen. Die außerordentlich hohen Na- und Cl-Konzentrationen in der D-Lösung sowie deren geringe Werte in allen anderen Proben kann dadurch erklärt werden, dass die Verwitterung des Grundgesteins zu einer Mobilisierung der Cl- und Na-Ionen von Salz- und/oder Silikatverbindungen führt. Eine Voraussetzung hierfür ist das Vorkommen Na-reicher Feldspäte und zumindest Salzspuren im Gesteinsmaterial, was entsprechend der

geologischen Beschreibungen und chemischen Analysen des Buntsandsteins in dieser Region bestätigt wird (Geyer & Gwinner, 1991). Der Einfluss der Verwitterung auf die Na- und Cl-Konzentrationen ist im vergleichsweise immobilen Wasser der kleinen Bodenporen am stärksten ausgeprägt. In allen anderen Wasserproben sind die Na- und Cl-Konzentrationen geringer, da diese durch niedrig konzentrierte Niederschläge verdünnt wurden. Die hohe Cl-Konzentration in der D-Lösung kann als Nachwirkung früherer vermehrter Cl-Deposition, hervorgerufen durch die Verbrennung Cl-haltiger Polymere (z.B. PVC), gesehen werden. Während des letzten Jahrzehntes wurde die Cl-Deposition auf etwa 20-30 % der früheren Menge reduziert (Hug et al., 2005).

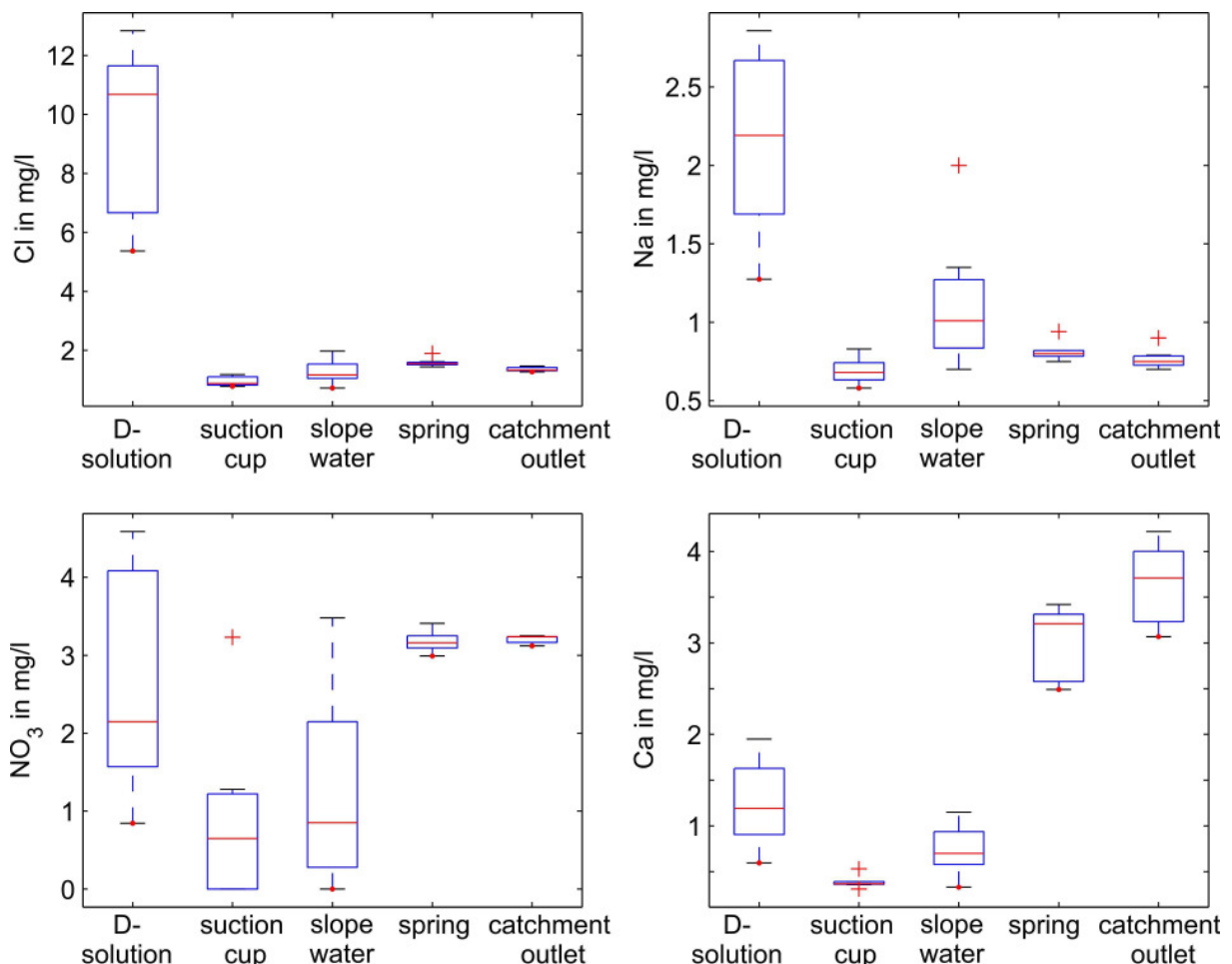


Abb. 27: Cl-, Na-, NO₃- und Ca-Konzentrationen im Bodenwasser (D-Lösung und Saugkerzenwasserproben an einer hangabwärts gelegenen Saugkerzenmessstelle (80 cm Tiefe), Hanggrundwasser (HB_P03), Quellwasser (HB_Q_04) und Bachwasser (HB_B_00) im Huttenbächle.

Das zweite generelle Muster des Zusammenhanges zwischen den Elementkonzentrationen verschiedener Probetypen betrifft die Nährelemente (NO₃, Ca). NO₃ sowie Ca sind durch sehr geringe Konzentrationen in den Meso- und Makroporen gekennzeichnet (durch Saugkerzen entnommene Proben). Hierbei wird offensichtlich, dass aufgrund der Pflanzenaufnahme eine lokale Senke dieser Elemente entsteht. Die Konzentration im frei fließendem Wasser (1 bis 3 mg/l) zeigt einen quasi-stationären Zustand zwischen den

Mineralien und dem organischen Material der Bodenfestphase und der Ca- und NO₃-Konzentration an. Dieses Gleichgewicht kann in kleinen Poren mit immobilen Wasser, ohne direkten Einfluss von Wurzeln, oder in frei fließendem Wasser erreicht werden, wenn eine ausreichend lange Kontaktzeit mit der Festphase gegeben ist (Quell- und Bachwasserbeprobungen). Die unverhältnismäßig hohen Ca-Werte des Quell- und Bachwassers können als Wirkung der Waldkalkung interpretiert werden, welche sich langsam hangabwärts als eine Basizitätswelle bewegt. Die Nährelementkonzentrationen im Hanggrundwasser befinden sich im mittleren Bereich und unterscheiden sich nicht signifikant von den Konzentrationen im Saugkerzenwasser. Dies ist möglicherweise durch den vergleichsweise geringen Abstand des Piezorrohrs zu der Saugkerzenmessstelle zu erklären.

Zusammenfassend liefern die Ergebnisse einen Hinweis für Hypothesen, in welcher Weise verschiedene Kontaktflächen und Kontaktzeiten die chemische Zusammensetzung des aus den Einzugsgebieten abfließenden Wassers verändern. Die bisher angenommene Auswirkung der Kalkung wird durch die Beobachtung der Zusammenhänge der verschiedenen Ionenkonzentrationen widerspruchlos gestützt. Die Tatsache, dass die niedrigsten Ca-Konzentrationen in der Bodenlösung nahe der Bodenoberfläche (Saugkerzen) gefunden wurden, kann hinreichend durch die Pflanzenaufnahme erklärt werden.

Die D-Lösung scheint nicht der Logik zunehmender Kontaktzeiten zu folgen, während die Wasserkompartimente Bodensickerwasser, Hanggrundwasser, Quellwasser und Gebietsabfluss einen Zusammenhang und eine Tendenz zur Zunahme von Elementkonzentrationen mit zunehmender Kontaktzeit erkennen lassen.

4 Diskussion

Verschiedene Studien haben bereits gezeigt, dass Kalkungsmaßnahmen in der Lage sind, der Verschmutzung durch atmogene Säuredeposition entgegenzuwirken. Darüber hinaus ist es möglich, durch Kalkung biologische Kreisläufe zu verbessern (z.B. Streuzersetzung), sowie die Nährstoffspeicherkapazität der Böden und ihre Filterfunktion zu erhalten oder zu erhöhen. Somit stellen Kalkungsmaßnahmen ein effektives Werkzeug des Forstmanagements zur Gesunderhaltung der Wälder dar.

4.1 Beobachtete Kalkungswirkungen

Die Ergebnisse der Studie in der Kleinen Kinzig belegen, dass sich Kalkungsmaßnahmen sowohl auf die Fest- und Flüssigphase der Böden als auch auf die Bachwasserqualität auswirken. Die Kalkungswirkung erschließt sich aus der synoptischen Zusammenschau verschiedener Boden- und Wasserkompartimente in den untersuchten Einzugsgebieten. Bei der Differenzierung dieser „Monitore“ liegt der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit. Dieses war u.a. deshalb schwierig, da es sich um eine Praxisuntersuchung mit allen „Ecken und

Kanten“ handelt (s. auch Abschnitt 2.1.6) und nicht um einen standardisierten Versuch. Generell besteht auf Landschaftsniveau die Problematik, dass standardisierte Versuchsbedingungen nicht darstellbar sind. Die Aufgabe war es also aus den störenden Randbedingungen (Heterogenitäten in der Kalkung, geologische Randbedingungen, unterschiedliche Größe der Einzugsgebiete etc.) das Kalkungssignal zu identifizieren und zu interpretieren. Die Bodenanalysen (Abschnitt 3.3) zeigen, dass sich die Kalkung vor allem auf den Oberboden auswirkt (0-10 cm Tiefe), in dem die höchsten Basen- und Ca-Sättigungen gemessen wurden. Außerdem wird durch die hohe räumliche Variation der gemessenen Basensättigungen deutlich, dass die Kalkung sich sehr lokal auf die Bodenchemie auswirkt. Darüber hinaus ergab die Regionalisierung der Basensättigungswerte (Abschnitt 3.3) einen Wirkungszeitraum der Kalkungsmaßnahmen von ca. 12 Jahren. Dieser Wirkungszeitraum kann als ungefähre Verweilzeit des Ca, das während einer Kalkungsmaßnahme ausgebracht wurde, gesehen werden.

Die Beobachtungen der chemischen Zusammensetzung der Bodenfestphase konnten durch Messungen der Bodenwasserphase verifiziert werden (Abschnitt 3.8). Auch hier waren die Ca-Konzentrationen im Oberboden in 20 cm Tiefe höher als in 80 cm Tiefe. Entsprechend den Messungen der Bodenfestphase wurden höhere Al-Konzentrationen unterhalb der Wurzelzone in 80 cm Tiefe gemessen als im Oberboden. Im Allgemeinen war die Al-Konzentration im Bodenwasser im weniger gekalkten EG Teufelsbächle deutlich höher.

Im Bachwasser der beiden untersuchten Einzugsgebiete konnten ebenfalls erhebliche Unterschiede der Elementkonzentrationen beobachtet werden. Wie erwartet, wurden höhere Ca-Konzentrationen am Huttenbächle gemessen, wo intensiver gekalkt wurde. Ein starkes Indiz für das Vorliegen eines klaren Einflusses der Kalkung auf den Gewässerchemismus ist die analog zur Calciumkonzentration erhöhte Magnesiumkonzentration. Dies betrifft sowohl das Niveau als auch den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen. Die erhöhte Magnesiumkonzentration ist deshalb als guter Indikator für die Kalkungswirkung zu werten, weil die Calcium in den Buntsandsteinschichten mit mindestens doppelt so hohen Konzentrationen vertreten ist wie Magnesium und letzteres zwischen den geologischen Schichten vergleichsweise wenig differenziert (Pyka 1986). Bei der Bodenschutzkalkung werden jedoch Dolomitzalke mit mindestens 12% MgO-Anteilen verwendet (FVA, 2000). Ähnliche Ergebnisse wurden für die Alkalinität gefunden, welche als ein direktes Maß des Versauerungsstatus der Bäche darstellt. Entlang des Huttenbächles ist die Alkalinität stets positiv, wohingegen sie beim Teufelsbächle zeitweise negative Werte annimmt. Zu bemerken ist, dass in den Al-Konzentrationen keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Bachläufen beobachtet werden konnten.

Das Signal der Kalkung kann durch geogen bestimmte Elementeinträge aus Quellen und seitlichen Zuflüssen gestört oder gar überprägt werden, deren Herkunftsräume in unterschiedlichen Schichten des anstehenden Buntsandsteins liegen. Pyka (1986) schreibt, dass „die Bereiche des **smc1** und besonders des **su** und **so** sich gegenüber dem **smc2** durch höhere Karbonat- bzw. Feldspatgehalte auszeichnen. Eine mögliche Beeinflussung

der Quellchemie durch den **so** ist für die meisten Quellen... von untergeordneter Bedeutung, da der **so** im Arbeitsgebiet in weiten Bereichen wahrscheinlich nur noch aus weitgehend entkalktem Verwitterungsschutt besteht.“ An anderer Stelle schreibt er: „Der Einfluss der geologischen Schichten zeigt sich im Gehalt an Erdalkalien und Hydrogenkarbonat, der für den jeweiligen Quellhorizont charakteristisch ist. Die höchsten Gehalte weisen die Quellen auf, die an der Grenze des karbonathaltigen **smc1** und **su** entspringen (mittlere Ca-Gehalte 0,324 mmol/l und Mg-Gehalte 0,147 mmol/l). Von geringer Bedeutung sind die primär karbonathaltigen Schichten des **so**...“ Im **sm** fand Pyka (1986) Durchschnittskonzentrationen für Ca von 0,154 mmol/l und für Mg von 0,082 mmol/l. Er unterschied jedoch nicht zwischen Quelltypen und konnte so den Einfluss des Deckschichtenabflusses und damit von stark Oberflächen – beeinflussten Herkunftsräumen nicht identifizieren. Die von uns an einem deutlich breiteren Analysenumfang abgeleiteten durchschnittlichen Ca – Konzentrationen ließen eine so deutliche Differenzierung und insbesondere eine stratigraphische Zuordnung der chemischen Signatur der Quellen und Zuflüsse nicht erkennen (Abb. 17). Durch das W / O – geneigte Schichtenfallen (Schmidt u. Rau, 1930) lassen sich eine klare Unterscheidung zwischen aus der periglazialen Deckschicht gespeisten Überlaufquellen an den W-exponierten Talhängen und aus dem geologischen Untergrund gespeisten Schichtquellen an den O-exponierten Hängen treffen. So erklärt sich z.B. der deutliche Unterschied in der Ca – Konzentration zwischen den direkt benachbart am westlichen Taleinhang des Huttenbächles liegende Quelle HB_Q00 (Schichtquelle mit niedrigen Ca-Konzentrationen) und dem direkt gegenüber liegenden, aus der Deckschicht entspringenden Zufluss HB_Z01 mit den höchsten Ca – Konzentrationen im Huttenbächle – Einzugsgebiet. Insbesondere im Teufelsbächle – Einzugsgebiet konnte gezeigt werden, dass erhöhte Ca – Frachten von Zuflüssen mit den dort diskontinuierlich verteilten Kalkungsflächen in Verbindung stehen. Im Huttenbächle – Einzugsgebiet weisen die aus der Deckschicht gespeisten Quellen und Zuflüsse deutlich erhöhte Ca – Gehalte auf (Abb. 17).

Es konnte gezeigt werden, dass vor allem die Topographie des Einzugsgebietes ausschlaggebend für die Effektivität der Kalkung ist. Im Allgemeinen wurde ein höherer Einfluss der Kalkung auf flacheren Hängen ersichtlich, aufgrund der hier vorherrschenden langsameren Fließgeschwindigkeiten. Hohe Fließgeschwindigkeiten lateraler Abflüsse an steileren Hängen führen zu einer vergleichsweise raschen Auswaschung des Kalkes aus der Bodenzone.

4.2 Ausblick

Die vorgelegte Studie belegt, dass die Waldkalkung sich beträchtlich auf die Bodenversauerung und somit letztendlich auch auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität auswirkt. Betrachtet man den ernst zu nehmenden Versauerungsstatus der Waldböden in vielen Teilen Europas, wird deutlich, wie wichtig eine Weiterführung und ein Ausbau von Waldkalkungsprogrammen ist. Unter Berücksichtigung der Kosten wird die Waldkalkung jedoch auch zukünftig in ihrer entstehenden Flächenausdehnung limitiert bleiben. Aus diesem Grund kann die Waldkalkung nicht die

einzigste Maßnahme des Forstmangements bleiben, um die Wasserqualität zu verbessern. Weitere Handlungsmöglichkeiten, die einer weiteren Bodenversauerung entgegenwirken, – z.B. Baumartenzusammensetzung und Hiebmaßnahmen – sollten mit jeder geplanten Kalkungsmaßnahme einhergehen. Beispielsweise ist es erstrebenswert, die Wälder dahingehend zu behandeln, dass ein geschlossener Stickstoffkreislauf erreicht wird, um somit Säurepeaks im Bodensickerwasser entgegen zu wirken. Hierfür geeignete forstliche Handlungsmöglichkeiten und ihre Auswirkung auf den Säureaustrag wurden unter anderem in der Conventwald Fallstudie aufgezeigt (von Wilpert & Zirlewagen, 2004).

Derzeit wird die Kleine-Kinzig-Studie erweitert mit dem Ziel, die Bedeutung der periglazialen Deckschicht für die Auswaschung der Kalkungsprodukte zum Gebietsauslass genauer zu untersuchen. Der Aufbau eines Isotopenmessnetzes wird zu einem besseren Verständnis der hydrologischen Gegebenheiten führen und eine detailliertere Interpretation der gemessenen Elementkonzentrationen in den Quellen und im Bachwasser ermöglichen.

Literatur

- Blattner, M., Augustin, S., Schack-Kirchner, H. und Hildebrand, E.E. 2000. The desorption solution – an alternative approach to measure water soluble ions in soils. *J. Plant Nutr. Soil. Sci.* 163: 583-587.
- Braukmann, U. 2000. Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg, Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 501 S.
- Clauss, G. und Ebner, H. 1982. Statistik für Soziologen, Pädagogen, Psychologen und Mediziner, Band 1, Verlag Harri Deutsch, Thun.
- DIN Deutsches Institut für Normung 2007. Handbuch der Bodenuntersuchung, Band 8, 24. Ergänzungslieferung.
- Dyck, S. und Pescke, G. 1995. Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen. Berlin: 536 S.
- FVA (Forstliche Vers. u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg) 2000. Merkblatt, Bodenschutzkalkung im Wald. 21 S.
- Geyer, O.F. und Gwinner, M.P. 1991. Geologie von Baden-Württemberg. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 482 S.
- Hauck, C. 2002. Frozen ground monitoring using DC resistivity tomography. *Geophysical Research Letters* 29 (21): 2016. doi: 10.1029/2002GL014995.
- Hauck, C. und Scheuermann, A. 2005. Comparing time domain reflectometry and electrical resistivity tomography measurements for estimating the distribution of soil water. In: Proceedings 6th Conference on Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substances, Weimar, Germany, 2005: 511-518.
- Hinderer, M. 2000. Saurer Regen und Trinkwasserqualität. In: 25 Jahre Zeckverband WKK, Hrsg.: Zweckverband Wasserversorgung Kleine Kinzig. Günter Heimbach Verlag, Stuttgart.
- Hildebrand, E.E., von Wilpert, K. Buberl, H.G. 1996. Erkenntnismöglichkeiten an Waldökosystemen im Spannungsfeld zwischen großräumiger Mustererkennung und dem „eisernen Gesetz des Örtlichen“. *Allg. Forst u. J. Ztg.*, 167, 9/10, 174-178.
- Hug, R. Hepp, R. und von Wilpert, K. 2005. 18 Jahre Depositionsmessnetz der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. *Freiburger Forstliche Forschung, Berichte*, 59: 95 S.

- Lozán, J. und Kausch, H. 1998. Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler, Parey Buchverlag, Berlin.
- Preuss, A. 1986. Kartierung und hydrogeologische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Kleinen Kinzig, Diplomarbeit an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, unveröffentlicht.
- Pyka, W. 1986. Geologische und Hydrogeologische Untersuchungen über die Auswirkungen atmosphärischer Schadstoffeinträge auf die Wasserqualität in einem Teileinzugsgebiet der Kleinen Kinzig, Diplomarbeit an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, unveröffentlicht.
- Sawatzki, G. 1994. Geologische und hydrogeologische Verhältnisse der Trinkwassertalsperre Kleine Kinzig bei Freudenstadt, Schwarzwald. Universität Karlsruhe, Abteilung Erddamm- und Deponiebau am Inst. für Bodenmechanik und Felsmechanik, Mitteilungen, Heft 4: 11-25.
- Schäffer, J., Geißen, V. und von Wilpert, K. 2002. Waldkalkung: Düngung oder Bodenschutz? Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 18: 320-330.
- Schäffer, J., Geißen, V., Hoch, R. und von Wilpert, K. 2001. Waldkalkung belebt Böden wieder. AFZ H. 21: 1106-1109.
- Schmidt M. Rau, R. 1930. Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte von Württemberg, Blatt Freudenstadt 1:25000, 107 S.
- Schwarze, R. 1985. Gegliederte Analyse und Synthese des Niederschlags-Abfluss-Verhaltens von Einzugsgebieten. PhD thesis, TU Dresden, Fakultät Bau-, Wasser-, Forstwesen.
- Schwarze, R., Grünwald, U., Becker, A. und Fröhlich, W. 1989. Computer-aided analysis of flow recessions and coupled basin water balance investigations. In: IAHS Publ. No. 187, Wallingford UK.
- Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünwald, U. und Schöniger, M. 1991. Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta Hydrophys. Berlin 35(2): 143-184.
- Schwarze, R. et al. 2004. Regionalspezifische Untersuchungen zum Wasser- und Stofffluss im Festgesteinsbereich. In: Becker, A. and Lahmer, W. (Hrsg.) Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee-Verlag, Berlin.
- Ulrich, B., Meiwes, K.J., König, N., Khanna, P. 1984. Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Der Forst- und Holzwirt 11: 278-286.
- Ulrich, B. 1995. Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv 66: 117-127.
- von Wilpert, K., Hildebrand, E.E. (1994): Stoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst u. Holz 49, 629-632
- von Wilpert, K., Kohler, M. und Zirlwagen, D. 1996. Die Differenzierung des Stoffhaushalts von Waldökosystemen durch waldbauliche Behandlung auf einem Gneisstandort des Mittleren Schwarzwalds. Mitt. der Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg 197: 94 S.
- von Wilpert, K. und Mies, E. 1995. The influence of stand structure and tree species on mineral cycling. In: Nilsson, L.D., Hüttl, R.F., Johansson, U.T. und Mathy, P., (Hrsg.), European Commission, Ecosystem research report 21: 267-276.
- von Wilpert, K. und Zirlwagen, D. 2001. Bodenversauerung und Entwicklung der Wasserqualität im bewaldeten Einzugsgebiet der Conventwald Fallstudie. Freiburger Forstliche Forschung, Heft 33: 123-137.
- von Wilpert, K. und Zirlwagen, D. 2004. Stoffhaushalt und Funktion von Waldökosystemen am Beispiel der Conventwald – Fallstudie. In Bücking, W. (Hrsg.) Bannwald „Conventwald“, Waldschutzgebiete Baden-Württemberg, Bd. 2: 61-67.
- von Wilpert, K. 2005. Stoffhaushaltskriterien für Bedarf und Möglichkeiten von Waldumbau. In: von Teuffel, K., Baumgarten, M., Hanewinkel, M., Konold, W., Sauter, U.H., Spiecker, H. und von Wilpert, K. (Hrsg.) Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft, Springer Verlag: 151-158.

- von Wilpert, K. und Zirlewagen, D. 2007. Forestry Management Options to maintain Sustainability – Element budgets at Level II sites in South – West Germany. Schriften Forstl. Fakultät Univ. Göttingen Bd. 142: 170-179.
- von Wilpert, K., Zirlewagen, D. und Kohler, M. 2000. To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe? *Water, Air and Soil Pollution* 122: 105-120.
- Zirlewagen, D. 2003. Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 19. 154 S.
- Zirlewagen, D. und von Wilpert, K. 2004. Using model scenarios to predict and evaluate forest management impacts on soil base saturation at landscape level. *European Journal of Forest Research* 123/4: 269-282.
- Zirlewagen, D., Raben, G. und Weise, M. 2007. Zoning of forest health conditions based on a set of soil, topographic and vegetation parameters. *Forest Ecology and Management* 248: 43-55.