



Thema der Diplomarbeit

Hydrogeochemische Verhältnisse in einem natürlichen Feuchtgebiet im Hinblick auf die Nutzung zur passiven Grubenwasserreinigung

Bearbeitet von: Tina Neef

Betreuer: Prof. Broder Merkel
 Dr. Christian Wolkersdorfer

INHALTSVERZEICHNIS

1	DANKSAGUNG	5
2	ZUSAMMENFASSUNG	6
3	EINLEITUNG.....	7
4	CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSOBJEKTES	10
4.1	Einleitung	10
4.2	Geologie und Tektonik.....	10
4.3	Boden	12
4.4	Hydrogeologie	13
4.5	Historischer Überblick.....	13
4.6	Geochemie der Gesteine und Böden	14
4.7	Hydrogeochemie	15
5	UNTERSUCHUNGSMETHODIK	17
5.1	Pedologische Untersuchungen.....	17
5.1.1	Probenahme	17
5.1.2	Probenvorbereitung	19
5.1.3	Bodenansprache	21
5.1.4	Bodenzusammensetzung	22
5.1.5	Bodenphysikalische Parameter	23
5.1.5.1	Korngrößenanalyse.....	23
5.1.5.2	Bestimmung des k_f -Wertes	27
5.1.6	Bodenchemische Parameter	30
5.1.6.1	pH-Wert.....	30
5.1.6.2	Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel-Bestimmung.....	31
5.1.6.3	Organischer Kohlenstoff	32
5.1.6.4	Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen.....	35
5.2	Hydrochemische Analysen	36

5.2.1	Probenahme	36
5.2.2	Vor-Ort-Parameter	42
5.2.3	Wasserinhaltsstoffe	44
5.2.3.1	Hauptionen	44
5.2.3.2	Schwermetalle, Aluminium und Arsen sowie Lanthanoide.....	45
6	AUSWERTUNG DER ERGEBNISSE	47
6.1	Charakterisierung des Bodens	47
6.1.1	Bodentyp	47
6.1.2	Mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben	49
6.1.3	pH-Wert.....	51
6.1.4	CNS	54
6.1.4.1	Einleitung	54
6.1.4.2	Kohlenstoff (C)	54
6.1.4.3	Stickstoff (N).....	56
6.1.4.4	Schwefel (S)	57
6.1.5	Korngrößenanalyse.....	58
6.1.5.1	Einleitung	58
6.1.5.2	Grobboden.....	58
6.1.5.3	Feinboden	59
6.1.5.4	Ungleichförmigkeit der Proben.....	60
6.1.6	Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	61
6.1.7	Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen.....	66
6.2	Charakterisierung der untersuchten Wässer	80
6.2.1	Hydrogeochemische Modellierung mit PHREEQC	80
6.2.1.1	Kurzresümee.....	80
6.2.1.2	Ergebnisse der Probe HS1/8.....	81
6.2.1.3	Ergebnisse der Probe WIE1/8	83
6.2.1.4	Ergebnisse der Probe WZ2/8.....	86
6.2.1.5	Ergebnisse der Probe WW1/8	88
6.2.1.6	Ergebnisse der Probe WA1/8	90
6.2.2	Statistische Auswertung der Messergebnisse.....	93
6.2.3	Physikochemische Vorortparameter	94
6.2.3.1	pH-Wert.....	94
6.2.3.2	Temperatur	96
6.2.3.3	Leitfähigkeit	97
6.2.3.4	Sauerstoff	100
6.2.3.5	Redoxpotential	101

6.2.3.6	Alkalinität und Azidität.....	104
6.2.4	Wasserinhaltsstoffe	107
6.2.4.1	Haupt- und NebenkompONENTEN.....	108
6.2.4.2	Schwermetalle sowie Aluminium, Arsen und Lanthanoide.....	116
7	INTERPRETATION DER MESSERGEBNISSE, SCHLUSSFOLGERUNGEN	140
8	LITERATURVERZEICHNIS	145
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	148
10	TABELLENVERZEICHNIS	151
11	ANLAGENVERZEICHNIS.....	153
12	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	154

1 Danksagung

Diese Seite ist all den Personen gewidmet, die mit ihrer Unterstützung maßgeblich zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle sind hier Herr Prof. Dr. B. Merkel, Herr Dr. Ch. Wolkersdorfer und Dipl.-Geol. C. Winkler zu nennen, die mir diese Diplomarbeit angeboten und mich während der gesamten Zeit unterstützt haben.

Ein weiterer Dank geht an Herrn Dr. D. Tondera und G. Münzberger des Institutes für Geotechnik und Bergbau, die mir bei der Vorbereitung der Bodenproben halfen und bei ingenieurgeologischen Fragen hilfreich zur Seite standen. Des weiteren geht ein Dank an Frau Dipl.-Ing. E. Thiem sowie Frau H. Vanselow des Institutes für Geotechnik und Bergbau, die mir die Bestimmung der k_f -Werte meiner Proben mittels Triaxialzelle ermöglichten und tatkräftig beiseite standen.

Des weiteren möchte ich Herrn Prof. Dr. W. Klemm des Mineralogischen Institutes sowie den Mitarbeiterinnen des Geochemisch Analytischen Labors des Mineralogischen Institutes danken, die mir die Analyse meiner Bodenproben ermöglichten. Ein besonderer Dank geht dabei an Frau E. Rüdiger, die immer ein offenes Ohr hatte und mir mit Rat und Tat zur Seite stand. Ein Dank geht ebenfalls an Dr. E. Kleeberg sowie den Mitarbeitern des Mineralogischen Labors.

Herrn Prof. Dr. J. Schmidt, der mir die an meinen Proben durchgeführten pedologischen Untersuchungen am Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, FG Boden- und Gewässerschutz ermöglichte, möchte ich ebenfalls danken. Ein besonders lieber Dank geht hierbei an Frau M. Hahnewald, die immer ein offenes Ohr für Probleme und Fragen hatte.

Den Mitarbeitern des Hydrochemischen Labors am Institut für Hydrogeologie gehört ebenfalls ein Dankeschön für die Analyse meiner Wasserproben. Ein besondere Dank geht dabei an Herrn Dipl.-Chem. P. Volke für die Beantwortung meiner Fragen.

Ein ganz besonders lieber Dank geht an meine Eltern sowie meinen Bruder Dirk, die immer und in jeder Lebenslage für mich da sind und mich finanziell unterstützen.

Ein weiterer Dank geht an meine Freunde Cornelia Rudolph, Arne Springer und Manja Seidel, die mich fachlich unterstützten, mich anspornten und immer für mich da waren und auch noch sind. Meinen Freunden Peer Karrasch, Judith & Sebastian Enger und Claudia Loitsch danke ich für die gute Rückenstärkung. Alexander Tröster, Marcus Meinel, Rajko Buchwald und Thomas Bretschneider danke ich für die rechentechnische Unterstützung.

Ich möchte diese Arbeit einem Bergmann mit Herz und Seele widmen – meinem vor verstorbenen Großvater Wolfgang Knorr.

2 Zusammenfassung

Diese Diplomarbeit umfasst die Analyse von Wasser- und Bodenproben sowie die Auswertung der Messergebnisse des „Feuchtgebietes am Suderholz“ und dessen nähere Umgebung, welches sich im Bereich des ehemaligen Flussspatbergwerkes Straßberg/Harz in den zurückliegenden Jahrzehnten am Fuße des Haldenkomplexes am Hauptschacht (Flussschacht) entwickelt hat. Durch die Analysen ist es möglich, ablaufende geochemischen Prozesse zu charakterisieren sowie Aussagen zum Stoffkreislauf zu treffen und somit die künftige Arbeitsweise des Feuchtgebietes abschätzen zu können.

Innerhalb des Feuchtgebietes existieren oxidierende Verhältnisse, was durch die gemessenen Eh-Werte bestätigt wurde und anhand von Eisenausfällungen sichtbar ist. Neben der Oxidation von Elementen kann bei den gemessenen Eh-Werten auch eine Reduktion von Mangan und Nitrat stattfinden. Des weiteren konnte bei der Analyse von unfiltrierten und filtrierten Wasserproben festgestellt werden, dass ein Teil der im Wasser gelösten Elemente partikulär gebunden ist. Auch die Bildung verschiedener Oxide/Oxihydrate und Hydroxide und die damit verbundene Mitfällung verschiedener Stoffe (z.B. Arsen) ist ein sehr wichtiger Prozess innerhalb des Feuchtgebietes. Die Pufferung gegenüber Säuren („Alkalinität“) ist im Feuchtgebiet sehr hoch, so dass die bei der Fe-, Mn- und Al-Ausfällung entstehende „Azidität“ neutralisiert werden kann. Eine Schadstoffaufnahme durch Pflanzen ist möglich, wurde allerdings im Rahmen dieser Arbeit nicht bestimmt.

Anhand der durchgeführten bodenphysikalischen Untersuchungen wurde festgestellt, dass der Boden des Feuchtgebietes schwach bis sehr schwach durchlässig ist. Aufgrund dieser Durchlässigkeiten kommt es zu hohen Verweilzeiten des Wasser und langen Reaktionszeiten zwischen Wasser und Boden innerhalb des Feuchtgebietes. Der Boden spielt des weiteren eine wichtige Rolle bei dem Austausch und der Sorption von Ionen. In einigen Bodenhorizonten wurden erhöhte Konzentrationen an Arsen, Cadmium, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel sowie Blei festgestellt. Es ist wahrscheinlich, dass ein großer Teil der Schwermetalle sowie Arsen und Aluminium durch die im Boden enthaltenen Fe-Oxide sorbiert wird und somit der Austrag in das Sickerwasser gering ist.

Anhand der Analysedaten sollte bei der Umgestaltung des Feuchtgebietes, welche dazu dient, die natürliche Reinigungsfunktion des bestehenden Feuchtgebietes zu intensivieren, folgendes beachtet werden: Da Mn-Oxide bei Anwesenheit von Fe^{2+} -Ionen instabil sind und reduziert werden, ist darauf zu achten, dass die Entfernung von Mangan im hinteren Teil des Feuchtgebietes erfolgt, da hier durch die vorher stattfindenden Fe-Oxidation der Gehalt an Fe^{2+} -Ionen sehr gering ist. Im Feuchtgebiet ist eine ausreichende Konzentration an HCO_3^- -Ionen notwendig, um die bei der Oxidation von Eisen, Mangan und Aluminium entstehende „Azidität“ zu neutralisieren. Des weiteren ist eine ausreichende Belüftung des Wasser nötig, da Sauerstoff für alle Oxidationsprozesse relevant ist. Die Pflanzenarten sollten so ausgewählt werden, dass sie den chemisch-physikalischen Anforderungen entsprechen.

3 Einleitung

Im Bereich des ehemaligen Flussspatbergwerkes Straßberg/Harz hat sich in den zurückliegenden Jahrzehnten am Fuße des Haldenkomplexes am Hauptschacht (Flussschacht) ein natürliches aerobes Feuchtgebiet gebildet („Feuchtgebiet am Suderholz“).

Aus dem Hauptschacht des gefluteten Bergwerkes wird eisen- und manganhaltiges Grubenwasser gefördert und einer aktiven Grubenwasserreinigung unterzogen, um es dann in die Selke leiten zu können. Zur Wassereinigung wird das sogenannte LDS-Verfahren (alle Abkürzungen sind dem Abkürzungsverzeichnis zu entnehmen) verwendet. Dabei wird dem Wasser Kalkmilch zugesetzt, um Eisen und Mangan auszufällen. Der so entstehende Schlamm, der eine geringe Dichte besitzt, setzt sich in Beruhigungsbecken (Absetzbecken) ab. Diese aktiven Wassereinigungsmethoden haben allerdings den Nachteil, dass sie extrem hohe Kosten verursachen. Beispiele hierfür sind unter anderem:

- ⇒ Anschaffungs- und Instandhaltungskosten der Reinigungsanlage
- ⇒ Verwendung großer Mengen Chemikalien
- ⇒ Kosten zur Deponierung der anfallenden Schwermetallschlämme

Seit Ende der 80-er Jahre wurden passive Wasseraufbereitungssysteme mit Erfolg zur Ausfällung von z.B. Eisen, Mangan und Aluminium sowie zur Säureneutralisation eingesetzt (WOLKERSDORFER & YOUNGER, 2002). Der Vorteil passiver Reinigungsmethoden ist die Kostenersparnis, da die Verwendung von Chemikalien entfällt sowie die Anschaffungs- und Instandhaltungskosten im Vergleich zu aktiven Reinigungsanlagen minimal sind. Aus diesem Grund ist geplant, ein Teil des am Hauptschacht ausfließenden Grubenwassers künftig im Rahmen eines Projektes abzuzweigen und mittels eines passiven Reinigungssystems, worin das natürlich entstandene Feuchtgebiet einbezogen sein soll, zu reinigen. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass ein langer Zeitraum benötigt wird, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Des Weiteren ist es für die Konstruktion und die Optimierung von Feuchtgebieten notwendig, die ablaufenden hydrochemischen und biologischen Prozesse zu verstehen. Daher sind im Vorfeld dieser Umgestaltungsmaßnahmen umfangreiche Untersuchungen notwendig, um die künftige Integration und Arbeitsweise des Feuchtgebietes abschätzen zu können.

Ziel der Diplomarbeit ist es, die ablaufenden geochemischen Prozesse in diesem natürlichen Feuchtgebiet zu charakterisieren und Aussagen zum Stoffkreislauf zu treffen. Dabei ist es unter anderem von Bedeutung, Kenntnisse über die in Abb. 1 dargestellten Prozesse der Elementfixierung und der Stoffumwandlung zu erlangen.

Zur Lösung der Fragestellung sind die Kompartimente Wasser und Boden im Bereich des Feuchtgebietes als auch der näheren Umgebung zu untersuchen. Es sind chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens sowie hydrochemische Eigenschaften verschiedener Wässer zu bestimmen.

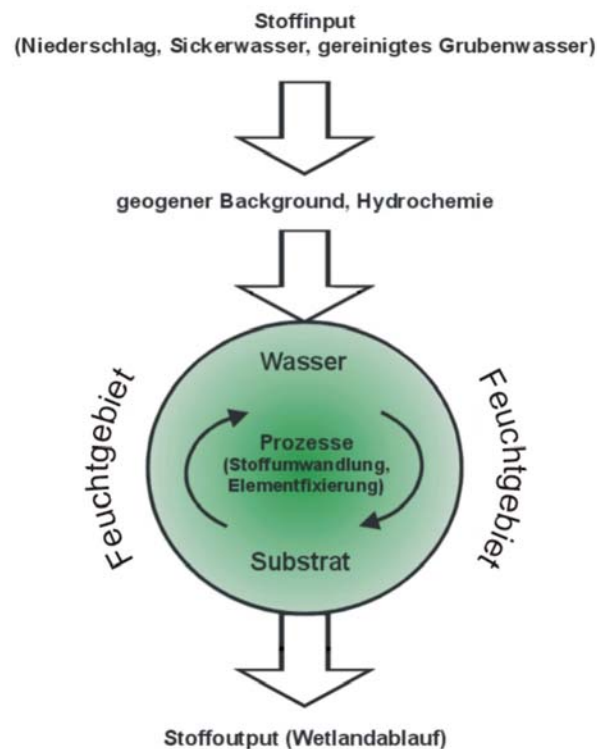


Abb. 1: Darstellung des zu charakterisierenden Stoffkreislaufes.

Folgende Analysen werden im einzelnen durchgeführt:

Boden:

- ⇒ pH-Wert
- ⇒ Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel
- ⇒ Schwermetall- sowie Aluminium- und Arsen-Gehalte
- ⇒ Mineralbestimmung
- ⇒ Korngrößenanalyse

Wasser:

- ⇒ Haptionen
- ⇒ Schwermetalle sowie Aluminium, Arsen und Lanthanoide
- ⇒ Vor-Ort-Parameter
- ⇒ Fe-Bestimmung vor Ort

Die durch die Analysen erhaltenen Daten werden anschließend ausgewertet und interpretiert.

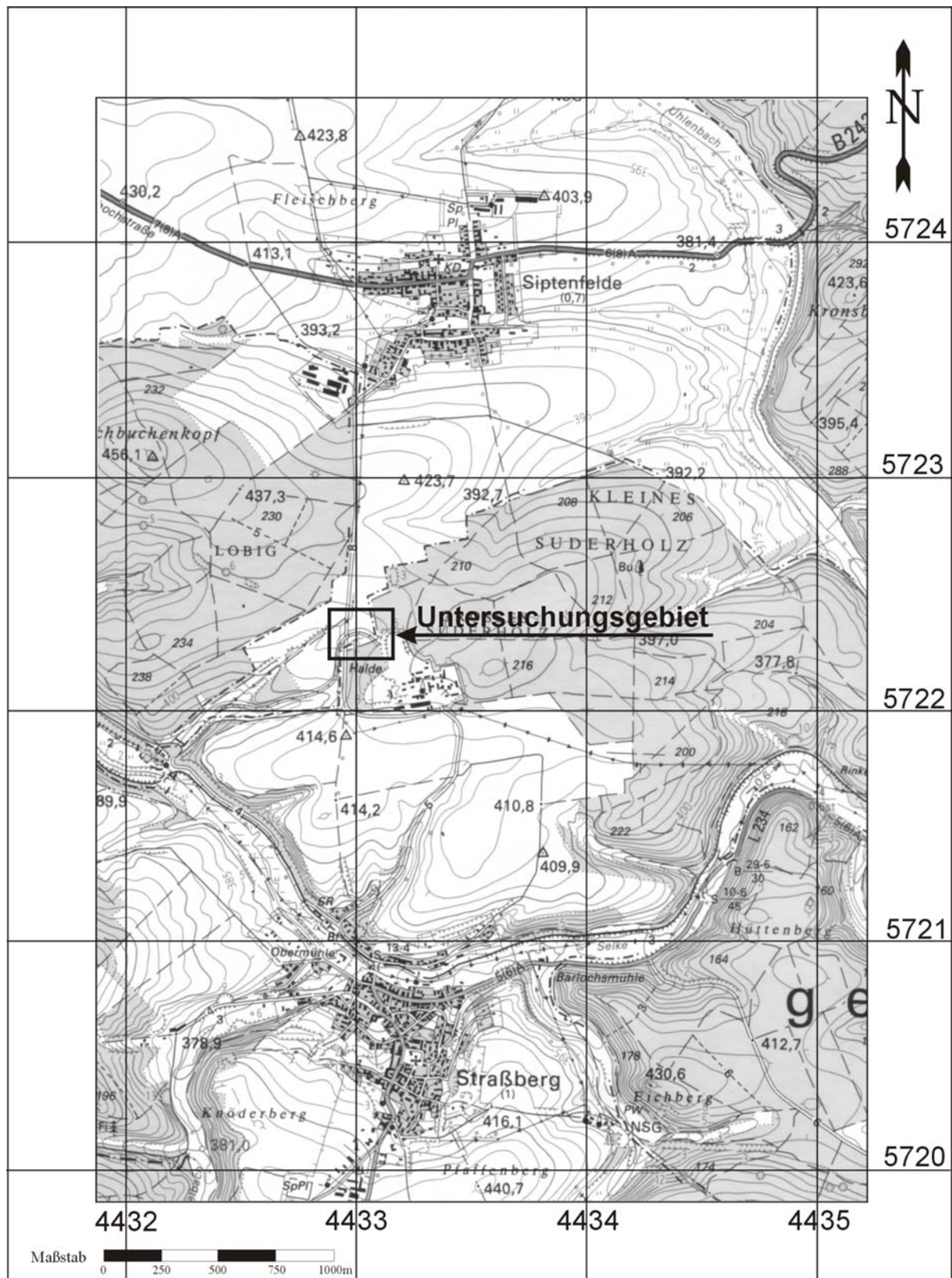


Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: Gauss-Krüger).

4 Charakterisierung des Untersuchungsobjektes

4.1 Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt nördlich der Stadt Straßberg/Harz nahe des ehemaligen Flussspatbergwerkes Straßberg (Abb. 2), nimmt eine Fläche von etwa 1500 m² ein und umfasst das Feuchtgebiet sowie dessen nähere Umgebung. Durch Halden im Bereich des Hauptschachtes wird die anthropogene Überprägung des Untersuchungsgebietes durch den Bergbau deutlich. Das Feuchtgebiet stellt eine morphologisch erkennbare Senke dar. Es befindet sich an einem schwach geneigten Hang (Hangneigung: ~3°) in ca. 410 m üHN. Begrenzt wird das Feuchtgebiet durch den im Norden liegenden Wiesenbach, über den das Wasser der Absetzteiche zur Selke geführt wird, die zur Wasserreinigungsanlage zugehörigen Absetzteiche im Osten, einen kleinen Weg im Süden sowie der Straße zwischen Siptenfelde und Straßberg im Westen.

4.2 Geologie und Tektonik

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im zentralen Teil des Unterharzes und liegt nahe der Grenze der beiden geologischen Einheiten Tanner Zone im Norden und Harzgeröder Zone im Süden (Abb. 3).

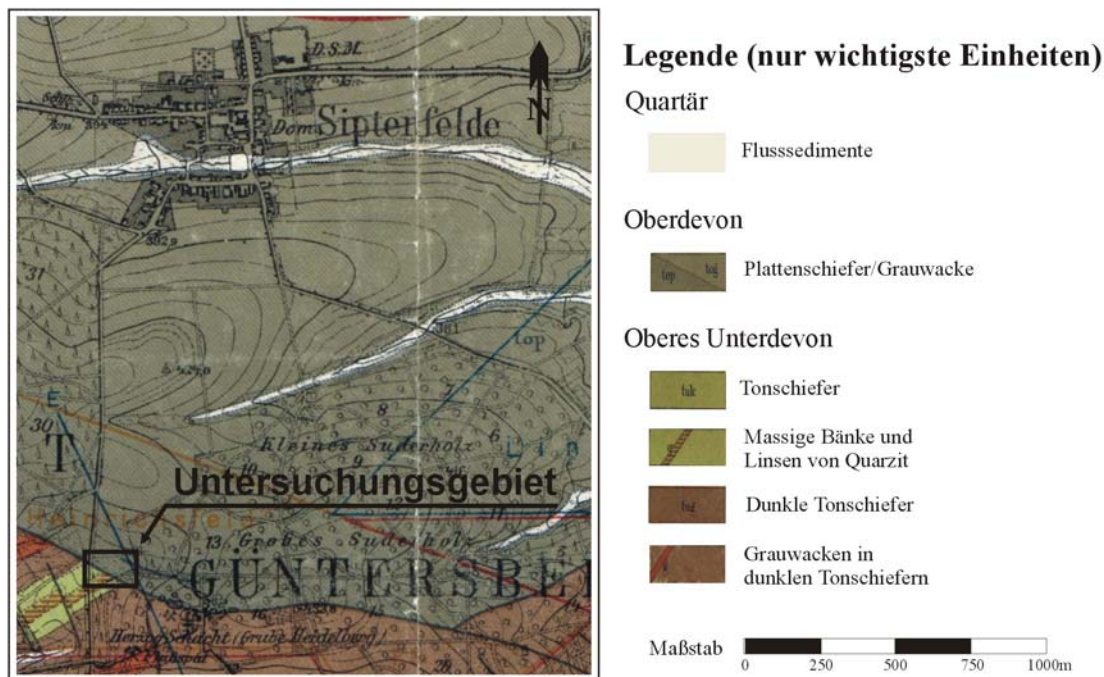


Abb. 3: Geologische Übersichtskarte aus PREUSSISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT, Blatt Harzgerode Nr. 2454; bearbeitet von DAHLGRÜN, 1926.

Die Tanner Zone, welche zum Oberdevon gehört, besteht aus flyschoiden Grauwacken und Grauwackenschiefern (Plattenschiefer). Diese sogenannten Tanner Grauwacken bilden bis zu 5 m mächtige, feinkörnige bis feinkonglomeratistische Bänke. Gebietsweise treten auch Ton-

schiefer und Konglomerate auf. Tektonische Merkmale der Tanner Zone sind Biegegleitfalten mit NW- und SE-Vergenz sowie Transversalschieferung. Verschuppungen sind für die Grauwacken typisch. In den Plattenschiefern sind Falten mit spezialgefalteten Nordflanken zu finden (SCHWAB, 1999).

Die Harzgeröder Zone ist aus relativ flach gelagerten Gesteinen aufgebaut, die in das Unterdevon gestellt werden. In eine Matrix aus Tonschiefern sind größere Körper aus Grauwacke, Kalkstein, Quarzite, Kieselschiefer, Metabasite sowie Metabasittuffe eingelagert. Innerhalb der Harzgeröder Zone überwiegen mittelsteil einfallende, NW-vergente Schuppen. Daneben tritt eine Schieferung auf, die mit einer B₂-Großfaltung verbunden ist (SCHWAB, 1999).

Im Untersuchungsgebiet befindet sich das herzynisch streichende nach Süden einfallende Biwender Gangsystem, welches bergmännisch aufgefahren wurde (Abb. 4). Die Vererzung ist an Störungen gebunden. Der größte Teil der Mineralisationen entstand erst im Zeitraum zwischen dem oberen Perm/Trias und der tieferen Oberkreide (FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).

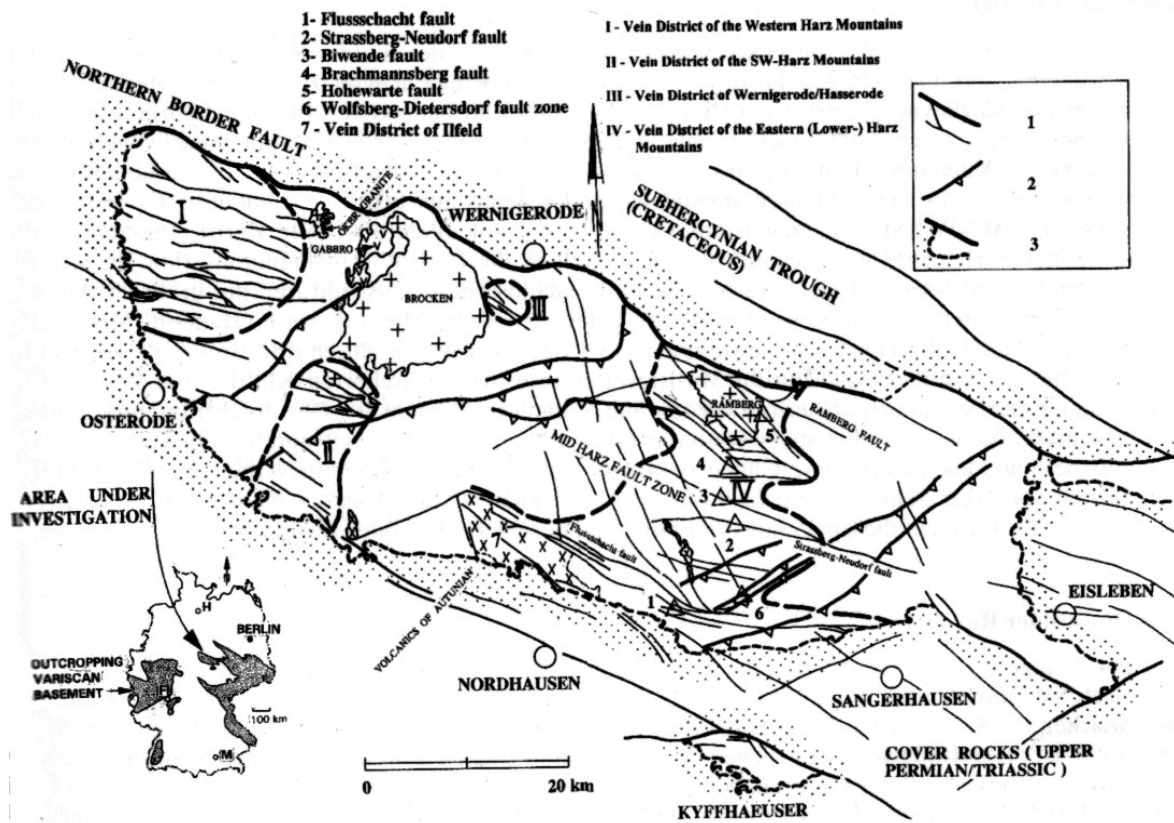


Abb. 4: Lagerstättenreviere des Harzes: Nr.3 Biwender Gangstruktur (aus FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).

Mineralogisch besteht das Biwender Gangsystem aus Sulfiderzen wie Bleiglanz, silberführenden Erzen, Wolframit und Scheelit sowie Siderit. Ein weiteres wichtiges Mineral des Biwender Gangs und anderer Gangstrukturen ist der Fluorit. Innerhalb des Biwender Gangsystems wurde Fluorit in den Gruben Fluorschacht in Straßberg sowie Brachmannsberg nördlich

Braunpodsole. In Hohlformen können örtlich Braunstaugleye, Staugleye und Humusstaugleye auftreten (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).

Nach der Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:400 000 (Abb. 5) liegt das Untersuchungsgebiet im Bereich der Braunpodsole, welche durch Lössschutt über Lehmschutt gekennzeichnet sind. Nach MACHULLA (aus ALTERMANN, 1995) weisen die Böden bei Siptenfelde niedrige (schwach saure, saure) pH-Werte sowie eine starke Abnahme des C_{org} -Gehaltes vom Ap-Horizont zu den darunter liegenden auf.

4.4 Hydrogeologie

Die Tonschiefer und Grauwacken des Untersuchungsgebietes weisen eine geringe Wasserdurchlässigkeit auf und sind daher als Grundwasserstauer anzusprechen. Innerhalb der Tonschiefer ist ein feines Kluftnetz mit geringen Öffnungsweiten vorhanden, welches relativ gering durchlässig ist. Die Grauwacken besitzen eine gröbere Klüftung und somit eine höhere Durchlässigkeit. Im Gegensatz zu den Tonschiefer, welche ein dichtes Netz an Störungen aufweisen, besitzen die Grauwacken weitständige Störungen. Nach DMT (2000) weisen sowohl die Gangzonen als auch die übrigen Störungen nachweislich eine sehr hohe Durchlässigkeit auf, so dass Grundwasser entlang dieser Strukturen unabhängig von der Grundwasserströmung des übrigen Gebirges lateral abströmen kann. Eine weitere wichtige Wasserwegsamkeit im Untersuchungsgebiet stellen die bergbaulichen Hohlräume dar. Nach DMT (2000) führten die Grubenbaue entlang der Gangzone zu einer deutlichen Erhöhung der Durchlässigkeit dieser Bereiche. Demzufolge können die im Untersuchungsgebiet anstehenden Tonschiefer und Grauwacken als anthropogen beeinflusste Kluftgrundwasserleiter eingestuft werden.

4.5 Historischer Überblick

Das Untersuchungsgebiet wurde durch den jahrhundertlang andauernden Bergbau stark geprägt. Eine Übersicht über die Schachtanlagen im Untersuchungsgebiet und dessen Umgebung zeigt Abb. 6.

Der Bergbau im Untersuchungsgebiet geht urkundlich erwähnt bis in das 15. Jahrhundert zurück. Allerdings zeugen Pingen vom Typ „Schachtweitungsbaue“ von einem älteren Bergbau. In der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts war der Bergbau in dieser Region von besonderer Bedeutung (BARTELS & LORENZ, 1993). Während der vorindustrielle Bergbau sich auf die Gewinnung von Metallen konzentrierte, wurde in der letzten Phase des Bergbaus hauptsächlich Fluorit abgebaut.

Der im Untersuchungsgebiet gelegene Fluorschacht (Abb. 6), welcher als Hauptschacht diente, wurde 1910 abgeteuft (aus GEYER, 2001). Die Flutung im Revier Straßberg erfolgte am 31.12.1992 und wurde bei 345 m üHN beendet. Es folgte die Auffahrung des „3-Stollen-Systems“ im Oktober 1998 und die damit verbundene Anhebung des Flutungs-niveaus auf 357,5 m üHN in Straßberg (mündliche Auskunft WINKLER, 2001). Bei diesem sogenannten

„3-Stollen-System“ erfolgt die Annahme und Ableitung der Grubenwässer über drei niveaugleiche Stollen in das Biwender (Hauptschacht), Glasebach- und Brachmannsberger Revier (DMT, 2000). Nach Aussagen der DMT (2000) bot nur diese Variante die Gewähr für die geringstmögliche Mineralisation der anzunehmenden Wässer und damit für die Minimierung der Kosten einer möglicherweise erforderlichen Wasseraufbereitung. Wie HASCHE (2000) und WOLKERSDORFER & HASCHE (2001) zeigten, besteht heute eine vollständige Durchmischung der drei Bergwerksbereiche. Somit konnten die von DMT geplanten Maßnahmen nicht erreicht werden.

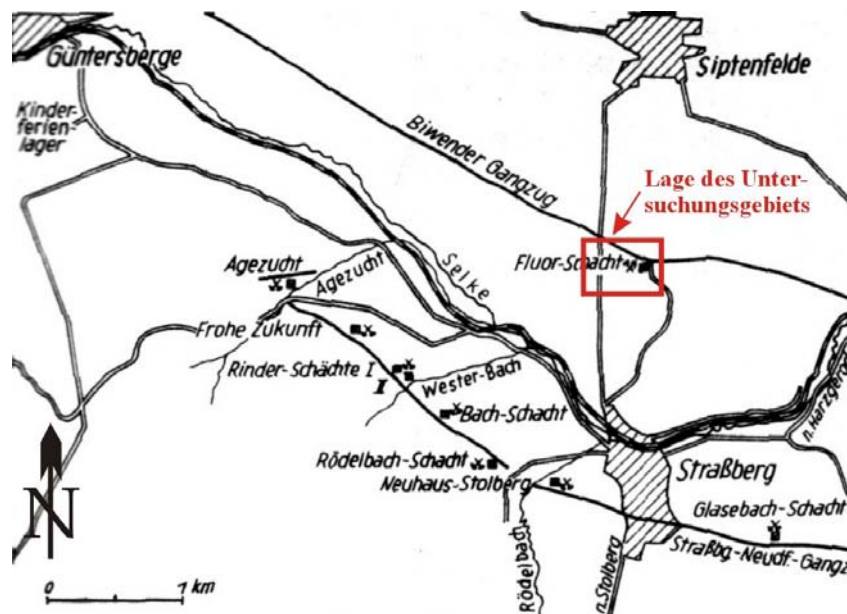


Abb. 6: Übersicht über die Lage der Schachtanlagen (aus RABITZSCH, 1964).

4.6 Geochemie der Gesteine und Böden

Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen gehören zu den natürlichen Bestandteilen der Ausgangsgesteine und sind daher auch in Böden und Gewässern in unterschiedlichen Konzentrationen zu finden. Diese unterschiedlichen natürlichen Konzentration der Gesteine und Böden sind dabei abhängig von der Lithologie und der Vererzung (DVWK 117, 1998). In Tab. 1 sind die mittleren Gehalte einiger Schwermetalle in Grauwacken, tonigen Gesteinen und Böden aufgeführt.

Tab. 1: Mittlere Gehalte in mg/kg einiger ausgewählter Schwermetalle und Halbmetalle in Grauwacken (aus BLUME, 1992), tonigen Gesteinen und Böden (aus KUNTZE, 1994).

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sn	Zn
Grauwacken	8	0,09	20	50	45	750	40	14	(3)	105
Tonige Gesteine	6,6	0,3	--	100	57	--	95	20	--	80
Böden	20	3	--	100	100	--	50	100	--	300

Treten Elemente in höheren Konzentrationen auf, werden sie als Schadstoffe bezeichnet. Neben geogen bedingten Grundbelastungen treten anthropogene Zusatzbelastungen auf. Eine starke Prägung der Böden im Harz geht von dem jahrhundertelangen Erzbergbau und seinen Halden aus (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 2002). In vielen Gebieten der Erzgewinnung und -verhüttung liegen stark erhöhte Schwermetallgehalte vor, die durch erosive Prozesse wie z.B. Haldenabwehung verursacht werden. In Tab. 2 sind die Schwermetalle aufgeführt, die erhöhte Konzentrationen erwarten lassen. Es ist ersichtlich, dass im Bereich von Vererzungen und Lagerstätten erhöhte Gehalte an Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei sowie Zink auftreten können. Da sich das Untersuchungsgebiet auf dem Gelände des ehemaligen Flussspatbergwerkes Strassberg befindet, sind erhöhte Metallgehalte im Boden sehr wahrscheinlich.

Tab. 2: Ursachen, die z.T. erhöhte Schwermetallgehalte erwarten lassen (aus BLUME, 1992).

Gebiet	Ursache	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sr	U	V	Zn
Harz	Vererzung/Lagerstätten	x	(x)	x	x	x				x
	SiO ₂ -arme Gesteine		x		x				x	

4.7 Hydrogeochemie

Die Beschaffenheit eines Grundwassers ist abhängig von der Beschaffenheit des Neubildungswassers und den im Untergrund ablaufenden geochemischen Prozessen. Durch diese Prozesse verändert sich die Zusammensetzung eines Wassers auf seinem Fließweg durch den Untergrund. Das Ausmaß dieser Veränderung ist abhängig von der physikalischen und chemischen Beschaffenheit der Gesteine, den Lagerungsverhältnissen, der Wassertemperatur, der chemische Beschaffenheit der Wässer und anthropogenen Einflüssen (MATTHESS, 1994).

Durch die Aufbereitung und Gewinnung im Bergbau werden normalerweise im Gestein eingeschlossene Sulfide freigesetzt (HELMS, 1995). Die Beschaffenheit des Wassers wird somit durch die in Gegenwart von Sauerstoff, Niederschlagswasser und katalytisch wirksamen Bakterien stattfindende Verwitterung von Pyrit und anderen Sulfiden beeinflusst bzw. verändert. Derart veränderte Wässer mit niedrigen pH-Werten werden als Sauerwässer bezeichnet.

Bei der Oxidation von Pyrit entstehen Fe²⁺-Ionen und Schwefelsäure. Durch die Säure kommt es zu einer Abnahme des pH-Wertes und zum chemischen Angriff anderer Minerale. Das zweiwertige Eisen wird in oxidierendem Milieu zu dreiwertigem Eisen oxidiert. Bei pH-Werten ab 3,2 bis 3,5 kann die Ausfällung des dreiwertigen Eisens als Eisenhydroxid erfolgen (HELMS, 1995). Infolge dieser Reaktionen nimmt die Mineralisation der durch alte Abbaue und vererzte Zonen migrierenden Wässer zu. Durch Sickervorgänge gelangen die Sauerwässer schließlich in Böden und Grundwässer.

Nach DMT (2000) nehmen die Gehalte (Fe_{ges}-, Mn-, F-, SO₄²⁻-Gehalte) des Hauptschachtes mit der Tiefe hin zu. Des weiteren wurden im Jahr 2000 in einer Tiefe von 80 m (kurz unterhalb des jetzigen Auslaufniveaus der am Hauptschacht austretenden Grubenwässer) ein Fe_{ges}-

Gehalt von 31 mg/l, ein Fe^{2+} -Gehalt von 28 mg/l sowie ein Mn-Gehalt von 6,2 mg/l gemessen (DMT, 2000). Zwischenzeitlich ist diese Schichtung jedoch zusammen gebrochen (WOLKERSDORFER & HASCHE, 2001).

5 Untersuchungsmethodik

5.1 Pedologische Untersuchungen

5.1.1 Probenahme

Die Probenahme erfolgte in Zusammenarbeit mit cand. Geol. Tobias Geyer, welcher die hydrologischen Verhältnisse des bestehenden Feuchtgebietes „Am Suderholz“ im Rahmen seiner Diplomarbeit untersuchte und zu diesem Zweck eine detaillierte Kartierung mittels Bohrtechnik durchführte. Die Entnahme des Probenmaterials erfolgte mit Hilfe des Bohrgerätes „Cobra“ mittels Rammkernsondierung. Dabei kamen Schlitzsonde und Rammkernsonde zum Einsatz. Die Bohrungen erfolgten ab Geländeoberkante bis zu 4 m uGOK in 1-m-Schritten. Wurde bereits in geringeren Tiefen das Eindringen der Sonde unmöglich, erfolgte der Abbruch der jeweiligen Bohrung. Es wurde angenommen, dass ab dieser Tiefe das anstehende Gestein beginnt (GEYER, 2001). An allen mit Schlitzsonde gewonnenen Proben wurden vor Ort eine Bodenansprache durchgeführt. Genauere Ausführungen über die Kartierung befinden sich in der Arbeit von GEYER (2001).

Parallel zur Kartierung von GEYER (2001) erfolgte die Entnahme der teufenorientierten Bodenproben mittels Rammkernsondierung. In die Rammkernsonde wurden Inliner aus Klar-sicht-PVC von je 1 m Länge und einem Durchmesser von 50 mm eingeführt, um ungestörte Bodenproben entnehmen zu können. Eine Entnahme von Bodenproben erfolgte bei den Bohrungen 4, 5a, 7 und 8, deren genaue Lage in Abb. 7 dargestellt ist. Es wurde ab der Geländeoberkante in 1-m-Schritten sondiert. Dabei wurde an Bohrung 4 1 m Probe und bei den Bohrungen 5a, 7 und 8 jeweils 2 m Probe mit den Inlinern gewonnen. Bohrung 5b wurde etwa 1 m entfernt von Bohrung 5a abgeteuft und diente der Bestimmung des k_f -Wertes. Nach Entnahme der Inliner aus der Rammkernsonde wurden beide Enden mit PVC-Kappen luftdicht verschlossen und bis zur weiteren Bearbeitung kühl gelagert.

Eine Ansprache der Bodenproben erfolgte im Labor. Farbunterschiede und hohe Feuchtigkeitsgehalte waren bereits an den geschlossenen Inlinern deutlich zu erkennen.

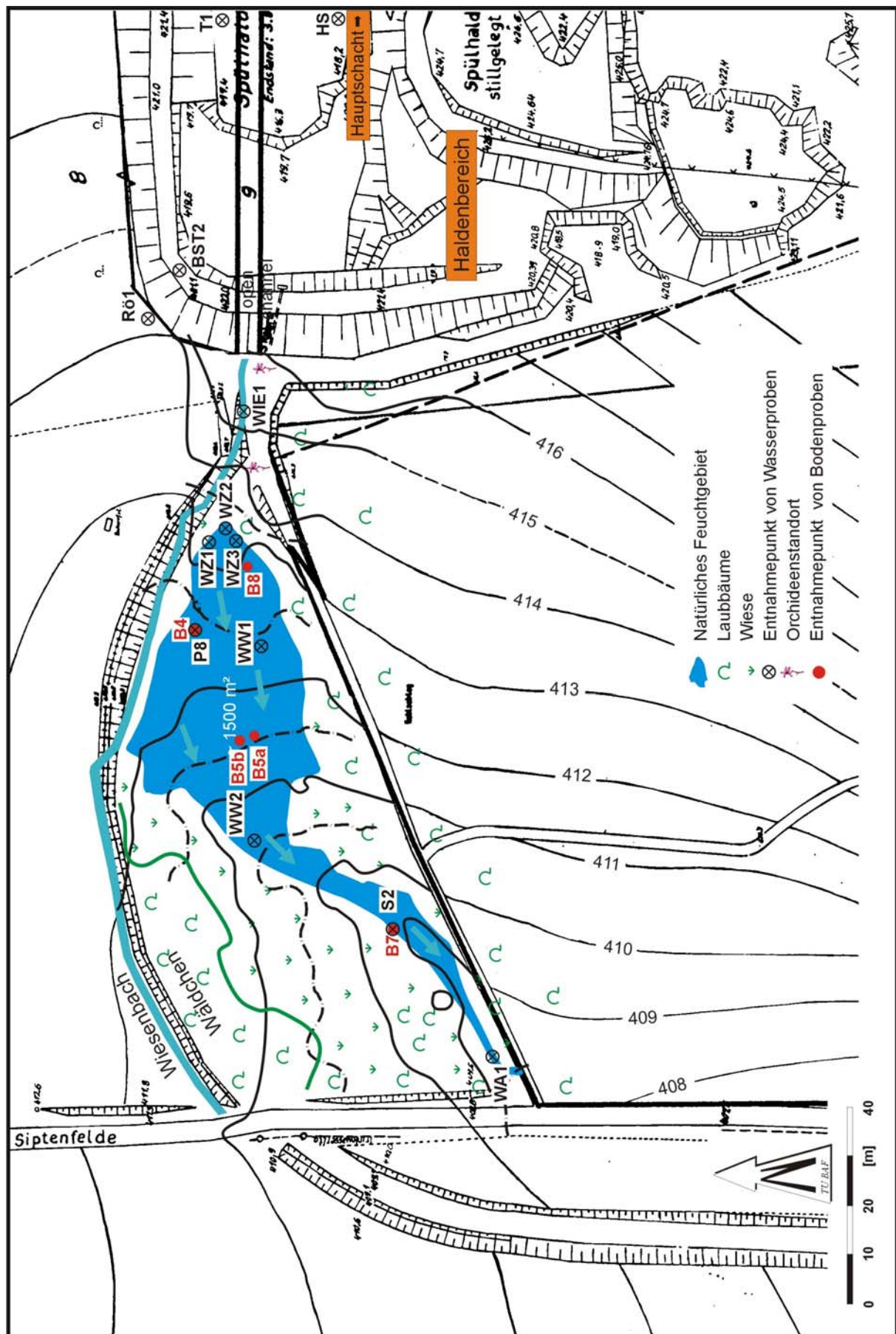
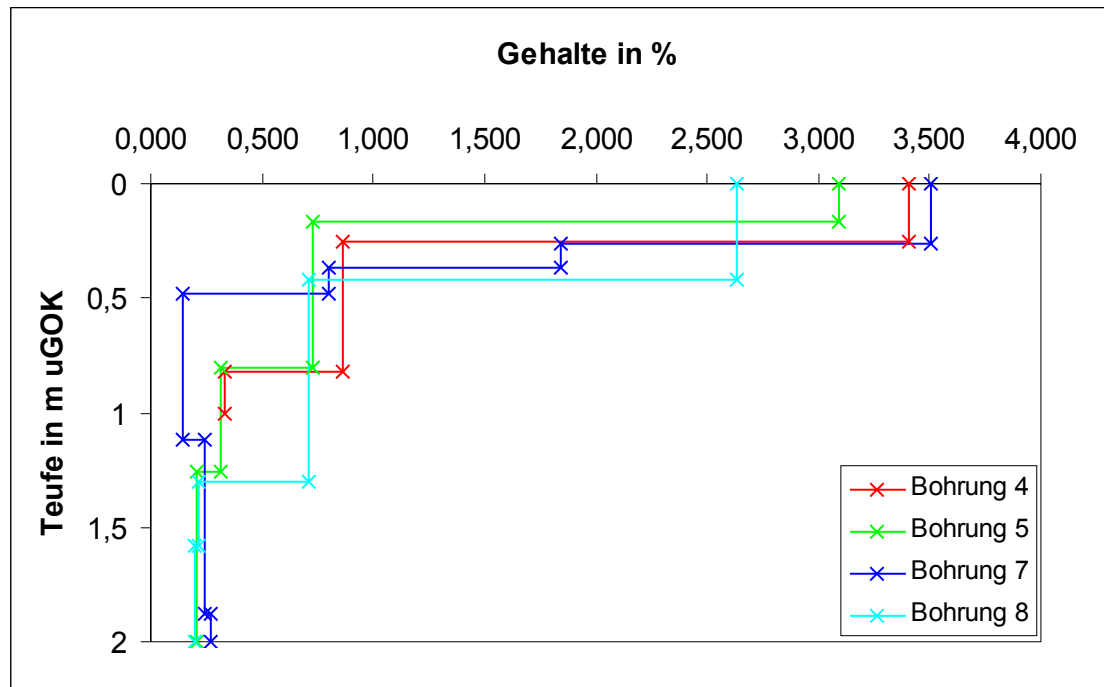


Abb. 7: Lage der Probenahmepunkte.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

5.1.2 Probenvorbereitung

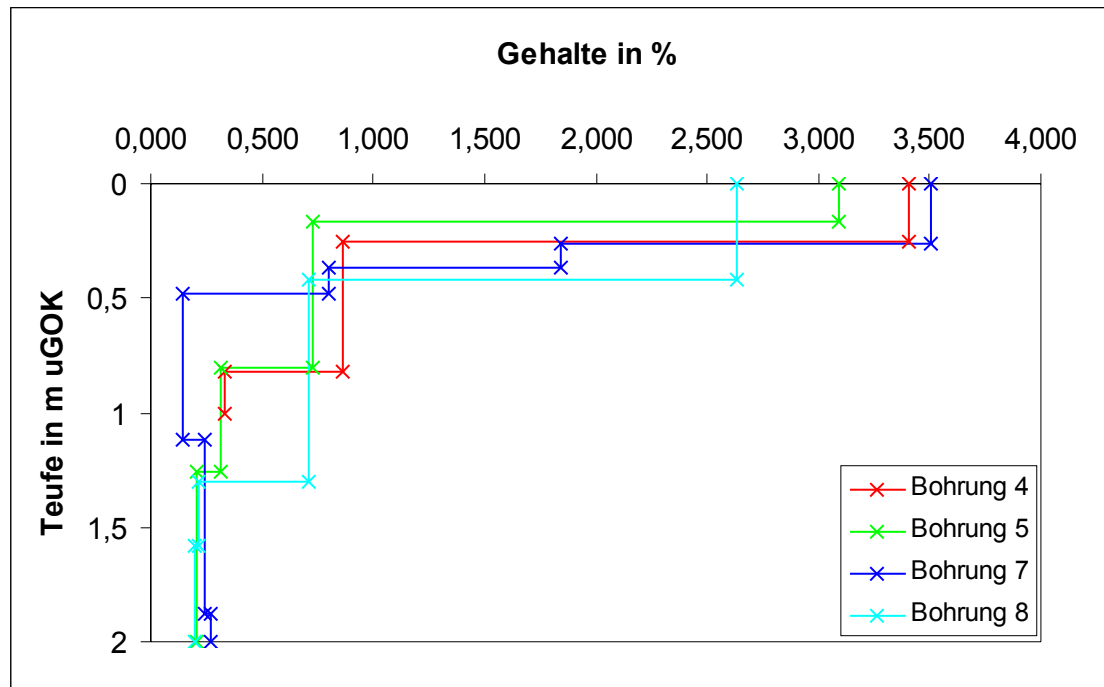
Ziel der Probenvorbereitung war es, lufttrockene Proben zu gewinnen, um spätere Analysen am Feinboden durchführen zu können. Die Aufbereitung und die Korngrößenanalyse sowie die in Kapitel 5.1.6.1 beschriebene Bestimmung des pH-Wertes wurde am Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, Fachbereich Boden- und Gewässerschutz durchgeführt.

Die entnommenen Inliner wurden der Länge nach aufgesägt und halbiert. Danach erfolgte die Bodenansprache, die in Kapitel 5.1.3 ausführlich besprochen wird. In Tab. 3 sind die Probenbezeichnungen sowie die Entnahmetiefen aufgeführt.

Tab. 3: Probenbezeichnung sowie Entnahmetiefe in m uGOK.

Bohrpunkt	Probenabschnitt	Entnahmetiefe
Bohrung 4	B4/1	0,06-0,25
	B4/2	0,25-0,82
	B4/3	0,82-1,00
Bohrung 5a	B5a/1	0,05-0,17
	B5a/2	0,17-0,80
	B5a/3	0,80-1,26
	B5a/4	1,26-2,00
Bohrung 7	B7/1	0,12-0,26
	B7/2	0,26-0,37

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte



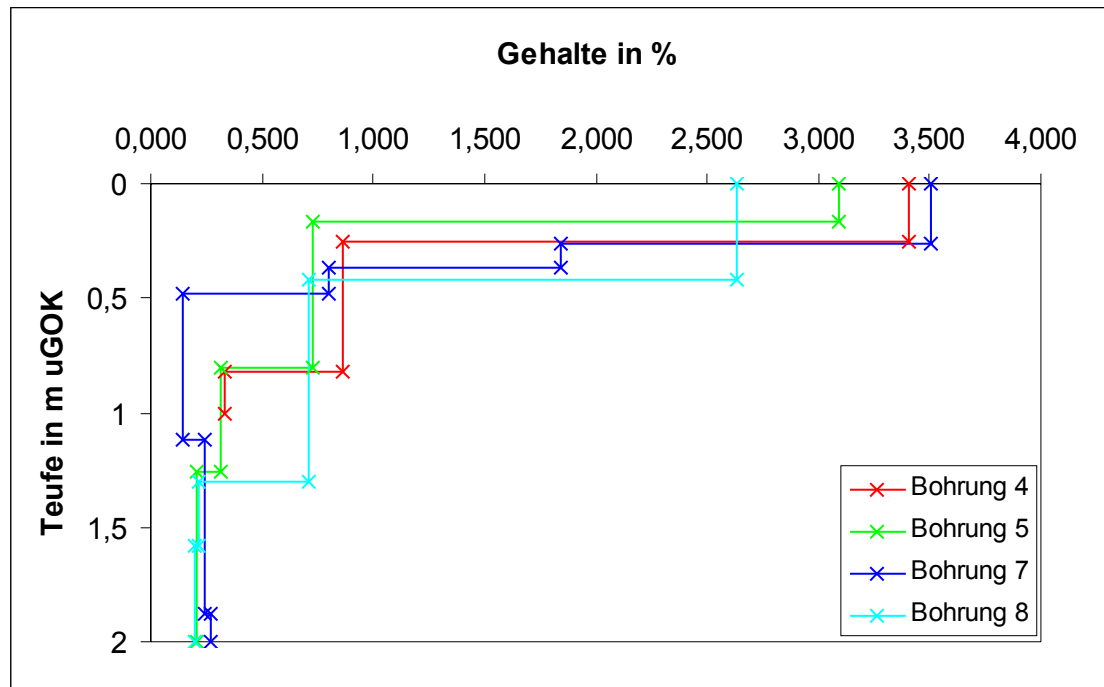
Anlage V

	B7/3	0,37-0,48
	B7/4	0,48-1,12
	B7/5	1,12-1,88
	B7/6	1,88-2,00
Bohrung 8	B8/1	0,00-0,42
	B8/2a	0,42-1,30
	B8/2b	1,30-1,58
	B8/3	1,58-2,00

Nach der Bodenansprache im Labor wurde die Hälfte des feldfrischen Probenmaterials jedes Abschnitts mit Ausnahme des Feuchtrohhumus mit einem Kunststoffspatel aus dem Inliner entnommen, per Hand zerkleinert und in Polypropylen-Schalen gefüllt. Danach erfolgte die Trocknung der Proben 48 Stunden im Trockenschrank bei 40 °C und Umluft. Während und nach der Trocknung wurden die aufgrund ihres hohen Tongehaltes stark verklebten Proben möglichst ohne Zerstörung der einzelnen Körner per Hand bzw. mit Hilfe eines Achatmörser zerkleinert. Wurzel- und Pflanzenreste wurden aussortiert und verworfen. Danach erfolgte die Abfüllung der Proben in luftdicht verschließbare PE-Beutel.

Die Trennung der Proben in Grobboden (>2 mm) und Feinboden (<2 mm) erfolgte durch Sieben. Um Verunreinigungen des Bodens durch Metallsiebe zu vermeiden, wurde zur Trennung

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

ein 2-mm-Kunststoffsieb mit Nylongage verwendet. Die Probenanteile beider Fraktionen wurden auf 1 g Genauigkeit gewogen.

Alle Laboranalysen wurden am Feinboden durchgeführt.

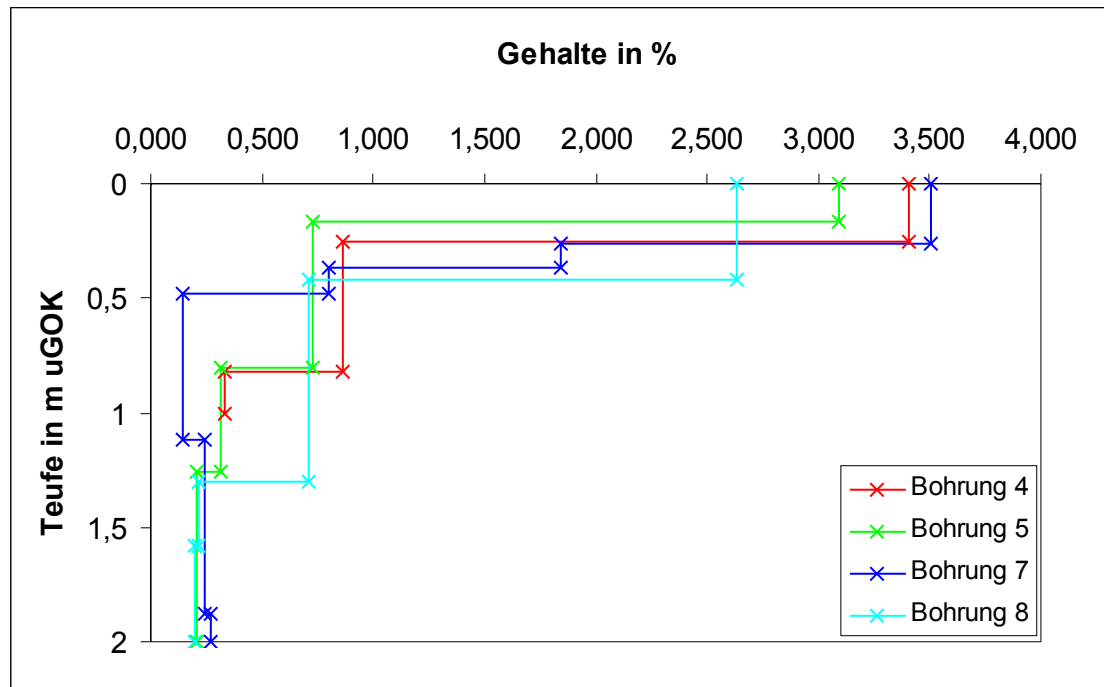
5.1.3 Bodenansprache

Die Bodenansprache erfolgte in Anlehnung an DIN 4022, Teil1. Bei allen Horizonten erfolgte das Benennen und Beschreiben des Bodens nach folgenden Kriterien:

- ⇒ Bestimmung der Bodenart durch Fingerprobe laut Schlüssel zur Bestimmung der Körnungsart des Mineralbodens (SCHLICHTING et al., 1995)
- ⇒ Bestimmung der Farbe
- ⇒ Bestimmung des Humusgehalt
- ⇒ Bestimmung des Carbonatgehalt
- ⇒ Bestimmung des Feuchtegrades
- ⇒ Durchwurzelungsintensität
- ⇒ Konsistenz

Zur Farbansprache wurden die Bodenfarbtafeln von MUNSELL COLOR (1992) benutzt. Für alle Bohrungen wurde eine zeichnerische Darstellung des Schichtenverzeichnis nach DIN 4023 mit dem Programm solid LOG Version 2.0 erstellt. Zur vollständigen Darstellung der Profile der einzelnen Bohrungen wurden zusätzlich die Angaben aus der Diplommkartierung von GEYER (2001) übernommen. Außerdem wurden z.T. Fotos der Bohrungen angefertigt.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

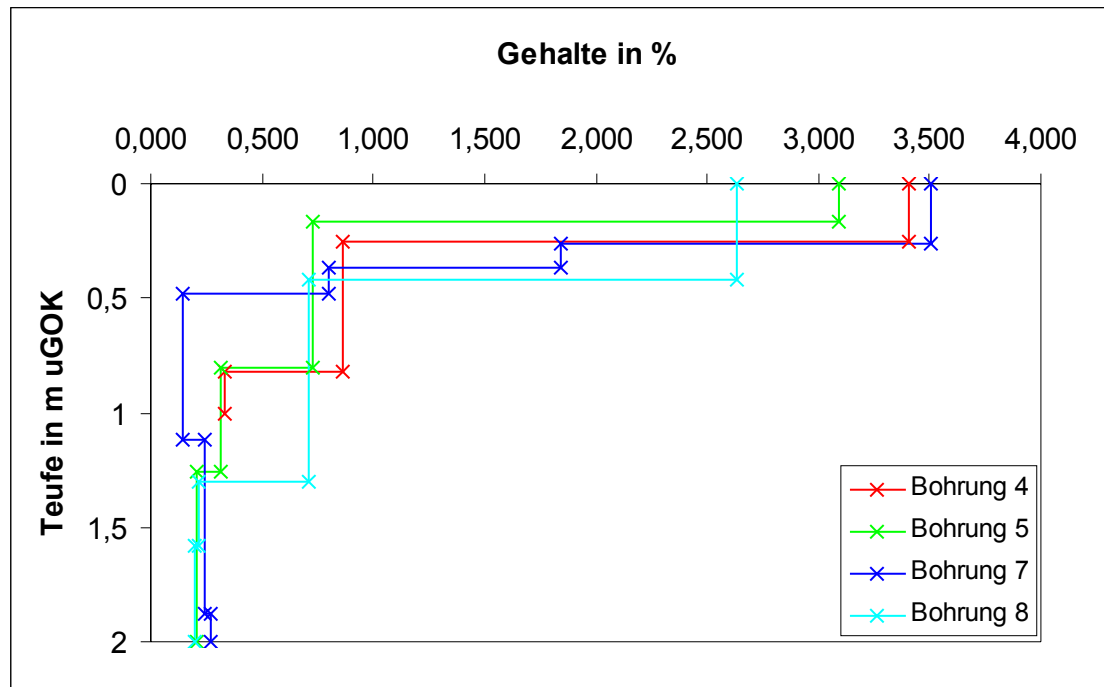
5.1.4 Bodenzusammensetzung

Um Angaben über die Bodenzusammensetzung zu gewinnen, erfolgte eine röntgenografische Untersuchung der Proben aus Bohrung 5a im Mineralogischen Labor am Institut für Mineralogie. Diese Bohrung wurde ausgewählt, da sie den Bodentyp des Feuchtgebietes gut repräsentiert. Es wurden die Tonminerale sowie die kristallinen Eisenphasen bestimmt.

Um die Tonminerale röntgenografisch nachweisen und bestimmen zu können, müssen diese angereichert werden. Die Probenmenge richtet sich nach den Ergebnissen der Kornverteilungsanalyse. Die Proben B5a/1 und B5a/2 wurden auf etwa 20 g heruntergeviertelt, Proben B5a/3 und 5a/4 auf etwa 30 g.

Enthalten die Proben Karbonate, Fe- und Mn-Oxide oder organische Bestandteile, müssen diese vor der weiteren Bearbeitung entfernt werden. Der Gehalt an organischen Bestandteilen ist jedoch so gering (0,2 bis 2,8 %), dass eine Entfernung nicht nötig war. Eine Carbonatzerstörung war ebenfalls nicht notwendig, da alle Proben Carbonat-Gehalte unter 1 % aufwiesen. Die Entfernung von Fe- und Mn-Oxiden wurde durchgeführt. Dazu wurden die Proben von ca. 20 g mit 50 ml Natriumcitrat-Lösung und 10 ml NaHCO_3 -Lösung versetzt. Den Proben mit ca. 30 g Einwaage wurde entsprechend mehr zugesetzt. Alle vier Proben wurden auf 75 bis 80 °C erhitzt und danach 3 g bzw. 4,5 g Natriumdithionit zugegeben. Bei allen Proben erfolgte ein Farbumschlag von braun nach grau. Die Proben wurden über Nacht stehen gelassen und danach mit 2 M NaCl-Lösung versetzt, um die gelösten Eisenverbindungen herauszulösen. Dieser Vorgang wurde mehrmals wiederholt, um eine vollständige Entfernung der Ei-

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

senverbindungen zu gewährleisten. Abschließend wurde mit destilliertem Wasser nachgewaschen, um das NaCl aus der Probe zu entfernen.

Nach dem Waschen wird die Probe mit der Hand durch ein Sieb mit der Maschenweite 63 μm gestrichen und mit destilliertem Wasser nachgespült bis keine Trübung mehr vorhanden war. Beide Fraktionen wurden getrocknet und ausgewogen. Die Proben <63 μm wurden auf etwa 2 g heruntergeviertelt, aufgemörsert und gesiebt (<30 μm). Im Ardenne-Vibrator wurden die Proben homogenisiert.

Für die Bestimmung der Eisenphasen wurden die Proben der Bohrung B5a auf etwa 2g heruntergeviertelt, aufgemörsert, gesiebt und homogenisiert.

5.1.5 Bodenphysikalische Parameter

5.1.5.1 Korngrößenanalyse

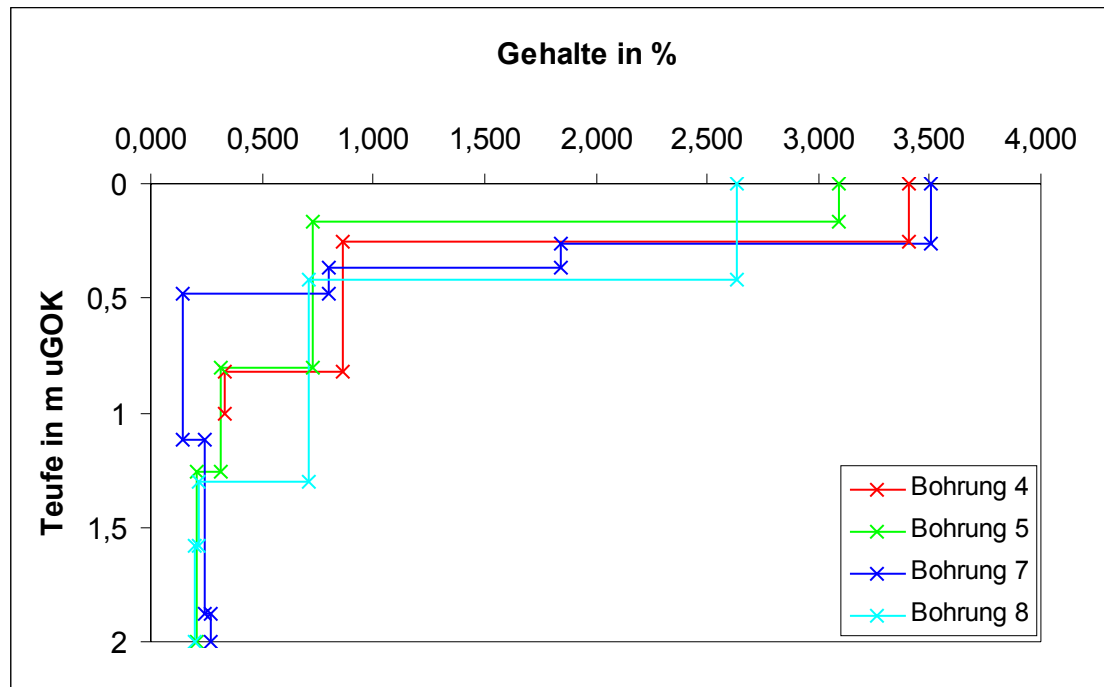
Um die Korngrößenverteilung zu bestimmen, wurde eine Korngrößenanalyse durchgeführt. Die Bestimmung der einzelnen Korngrößenfraktionen erfolgte am Grob- und Feinboden aller Horizonte. Die Analyse des Feinbodens erfolgte in Anlehnung an DIN 19683.

Grobboden

Am Grobbodenanteil der vier Bohrungen wurden die Kiesfraktionen Feinkies (2 mm - 6,3 mm), Mittelkies (6,3 mm – 20 mm) und Grobkies (20 mm – 63 mm) bestimmt.

Dazu wurde der gesamte Grobbodenanteil jeder Probe mit Hilfe eines Plastelöffels auf ein 2-mm-Sieb gegeben und durch Nasssiebung der am Grobboden noch verbliebenen Feinboden

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

abgetrennt. Der Grobboden wurde im Trockenschrank bei 105°C getrocknet und anschließend gewogen. Danach wird er mittels trockener Siebung in die einzelnen Kiesfraktionen getrennt und anschließend gewogen. Von der Einwaage des Grobbodens wurden die abgespülten Partikel <2 mm abgezogen und verrechnet.

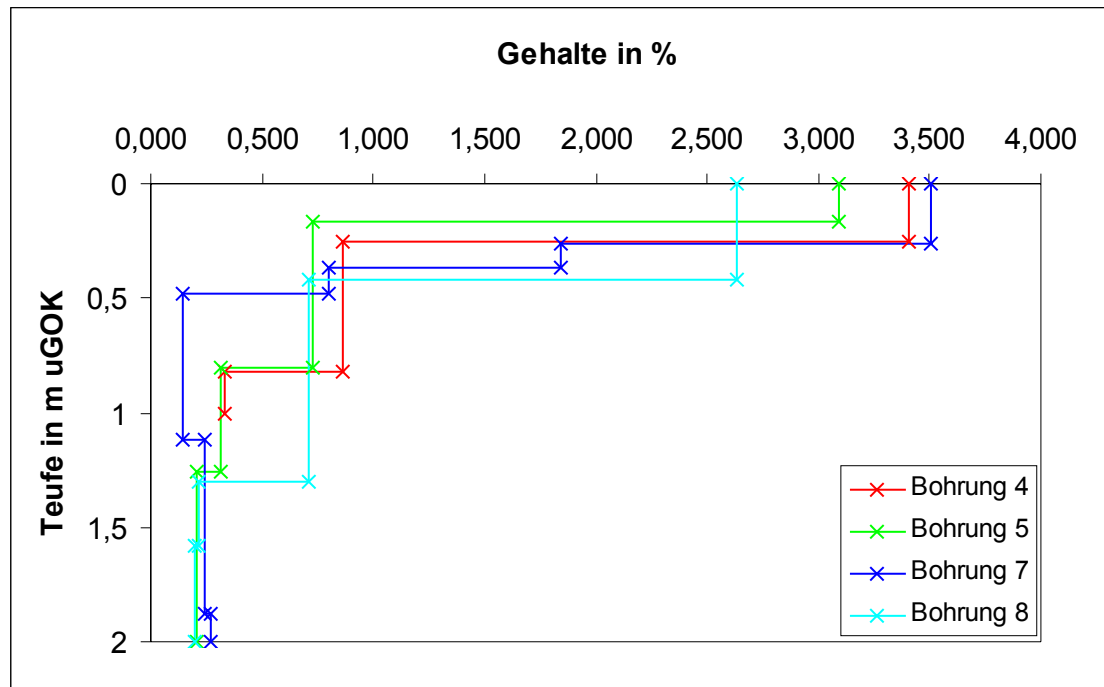
Feinboden

Bevor die Korngrößenanalyse des Feinbodens durchgeführt werden kann, müssen die Proben einer Vorbehandlung unterzogen werden, um die organische Substanz zu zerstören. Dies ist notwendig, da die organische Substanz die mineralischen Teilchen miteinander verbindet und so eine Dispergierung verhindert (ROWELL, 1997).

Zunächst wurde vom lutro-Feinboden eine repräsentative Analysemenge eingewogen. Da die Bodenproben vorwiegend lehmig oder schluffig sind, wurde 20 g Einwaage verwendet. Die Einwaage wurde auf 0,0001 g Genauigkeit bestimmt.

Die eingewogenen Proben wurden mit destilliertem Wasser in ein 500-ml Becherglas gespült und mit etwa 100 bis 200 ml destilliertem Wasser aufgefüllt. Danach erfolgte die Zugabe von 100 ml 15-% H_2O_2 . Bei den Proben 4/1, 5/1, 7/1, 7/2, 7/4, 8/1 und 8/3 wurde ein starkes Aufschäumen beobachtet. Um den Vorgang der Zerstörung der organischen Substanz zu beschleunigen, wurden die Proben nach dem Abklingen der Reaktion im Sandbad bei 40 °C 8 Stunden erwärmt und dabei ständig gerührt, um die Bildung von Tonhäutchen zu verhindern. Die Proben 4/1, 4/2, 5/1, 7/1, 7/2, 7/3, 7/4 und 8/1 wiesen einen hohen Anteil an organischer Substanz auf und mussten daher erneut mit 10 ml 15-% H_2O_2 versetzt und weiter erhitzt wer-

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

den, bis sich kein CO_2 mehr entwickelte. Über Nacht wurden alle Proben abgedeckt stehen gelassen und nach 12 Stunden bis zum Sieden erhitzt, um so das H_2O_2 vollständig auszutreiben.

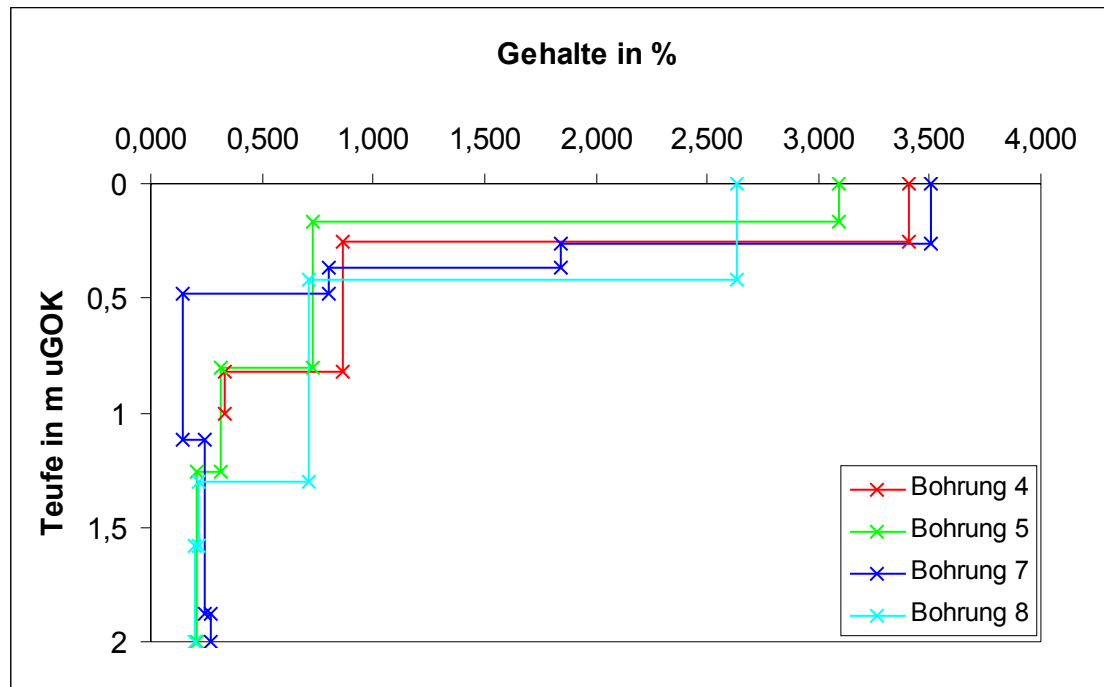
Nach Abkühlen der Proben erfolgte die Dispergierung des Bodens. Dazu wurden die entstandenen Suspensionen in 500 ml Kunststoffflaschen umgefüllt, mit jeweils 25 ml 0,4 N $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ -Lösung (Natriumpyrophosphat) versetzt und auf ca. 250 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Danach werden die Proben im Überkopfschüttler 6 h geschüttelt.

Da keine der feldfrischen Proben mit 10%-iger HCl reagierte, kann davon ausgegangen werden, dass die Carbonatgehalte der Bodenproben sehr gering sind. Daher wurde eine Carbonatzerstörung nicht durchgeführt.

Nach der Vorbehandlung wurde mittels Nasssiebung die Sandfraktion ($>0,063$ mm) vom übrigen Probenmaterial abgetrennt und die Ton- und Schlufffraktion dabei in den Köhnzylinder gespült. Dieser wird mit destilliertem Wasser auf 1000 ml aufgefüllt.

Die Siebe mit den Fraktionen $>0,063$ mm wurden im Trockenschrank etwa 24 Stunden bei 60°C getrocknet und danach auf 0,01 g Genauigkeit gewogen. Die so gewonnenen Siebrückstände werden durch Trockensiebung in Feinsand, Mittelsand und Grobsand auf der Rüttelmaschine der Firma „Retsch“ getrennt. Dazu wurde an der Rüttelmaschine eine Amplitude von 0,5 mm mit einer Siebdauer von 5 min eingestellt. Danach wurden die einzelnen Sandfraktionen direkt im Sieb auf 0,01 g Genauigkeit gewogen.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte

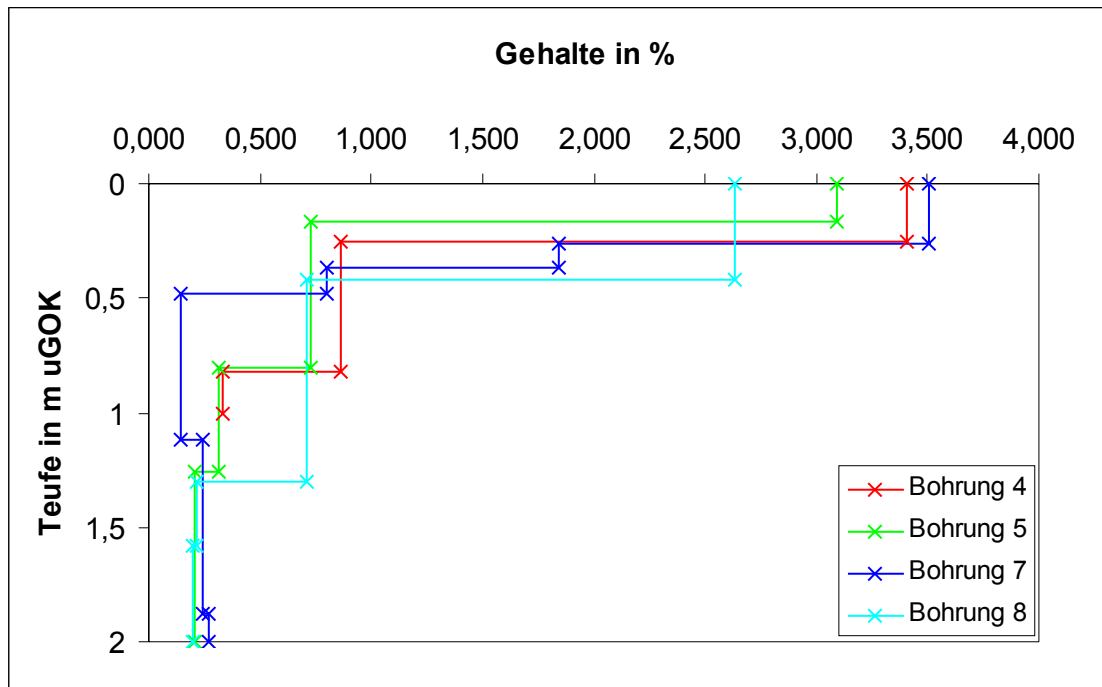


Anlage V

Die Trennung der Schluff -Fraktion und des Tonanteils erfolgt durch die Pipettierung nach KÖHN. Wie alle anderen Sedimentationsverfahren basiert auch dieses Analyse auf dem STOKES'schen Gesetz. In Abb. 8 ist die Versuchsanordnung dargestellt.

Bei dem Verfahren nach KÖHN erfolgte zur Bestimmung der einzelnen Fraktionsanteile die Entnahme von Aliquoten mit definierter Menge zu bestimmten Zeiten in Abhängigkeit von Temperatur und Absaugtiefe. In einer Absaugtiefe von 20 cm wurden die Aliquote für die Grob-, Mittel- und Feinschluff- Fraktion gewonnen und in vorbereitete Wägschälchen überführt. Die Aliquote für die Tonfraktion wurden, um die Versuchsdauer zu verkürzen, in einer Absaugtiefe von 10 cm entnommen. Alle gewonnen Aliquote wurden bei 105 °C über Nacht getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und auf 0,0001 g Genauigkeit gewogen.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V



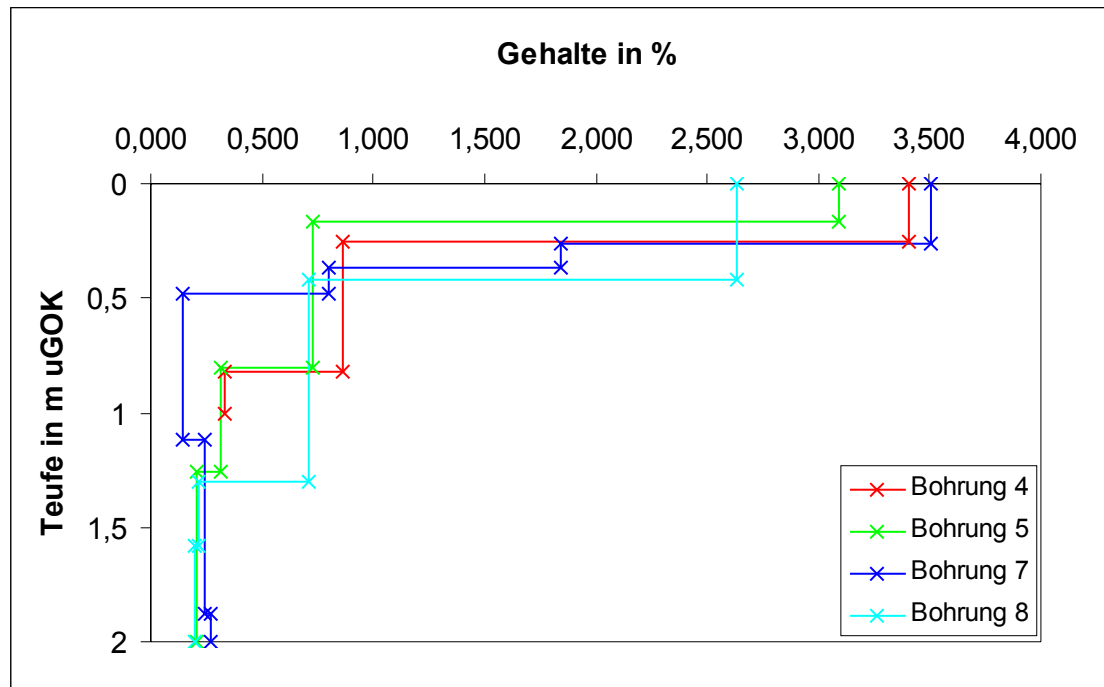
Abb. 8: Versuchsanordnung der KÖHN-Pipettierung.

5.1.5.2 Bestimmung des k_f -Wertes

Die Bestimmung des k_f -Wertes erfolgte im Institut für Geotechnik mittels Triaxialzellen. Dabei erfolgte der Versuch unter isotroper statischer Belastung. Die Versuchsanlage entspricht DIN 18130, Teil 1.

Ziel dieses Versuches war es, einen Anhaltspunkt über die Durchlässigkeit des Bodens im Feuchtgebiet zu erhalten. Aus diesem Grund wurden zwei Proben ausgewählt, die durch die

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

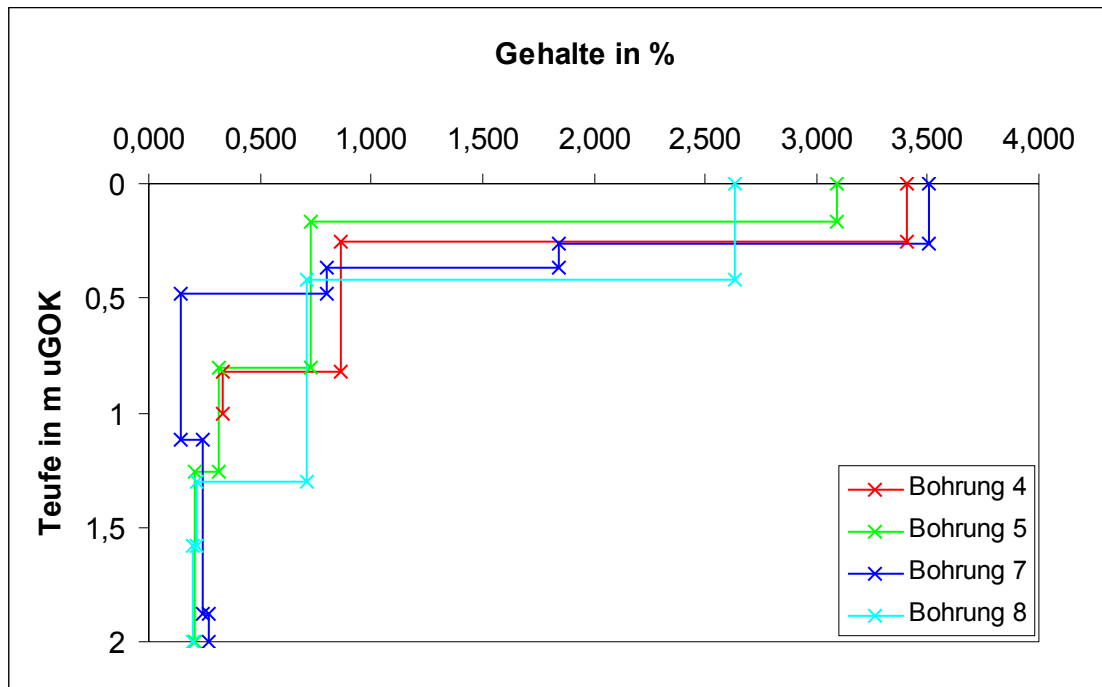
Rammkernsondierung mit einem Inliner gewonnen wurden. Beide Proben stammen aus dem obersten Horizont der Bohrung 5b, welche für die Bestimmung des k_f -Wertes 1 m abgeteuft wurde.

Aus dem Inliner wurden zwei 100 mm lange Probekörper herausgesägt. Die Schnittflächen wurden mit einem Messer nachgearbeitet, um durch das Aufsägen entstandene Kunststoffreste zu entfernen. Beide Proben haben einen Durchmesser von 46 mm.

Für spätere Berechnungen wurde an einem Teil der Probe des obersten Horizontes der Wassergehalt gravimetrisch bestimmt. Dazu wurde das Gewicht der feldfeuchten und der bei 105 °C getrockneten Probe ermittelt.

Da die beiden Probekörper einen geringeren Durchmesser als die üblicherweise in die Triaxialzellen eingebauten Proben haben, mussten kleinere Probensockel und -kopfstücke eingebaut werden. Die Proben wurden vorsichtig aus dem Inliner in Latexhüllen gedrückt. Auf dem an der Bodenplatte befestigten Probensockel wurden drei Filterlagen aufgebracht. Die Auflage der Filterlagen erfolgte in der Reihenfolge: Filter mit Porendurchmesser 1 mm, Filter mit Porendurchmesser 0,63 mm und weitporiges Filterpapier. Dann wurde der Probensockel entlüftet, die Probe aufgesetzt und mit Gummiringen fixiert. Zwischen Probe und Probekopfstück wurden ebenfalls die drei Filterlagen angefangen mit dem weitporigen Filterpapier eingebracht. Nach Zugabe von Natriumfluorescein (Uranin), welches dazu dient, eventuelle Undichtheiten zu erkennen, wurde die Triaxialzelle mit der Kopfplatte verschlossen. Der fertige Versuchsaufbau ist in Abb. 9 dargestellt.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

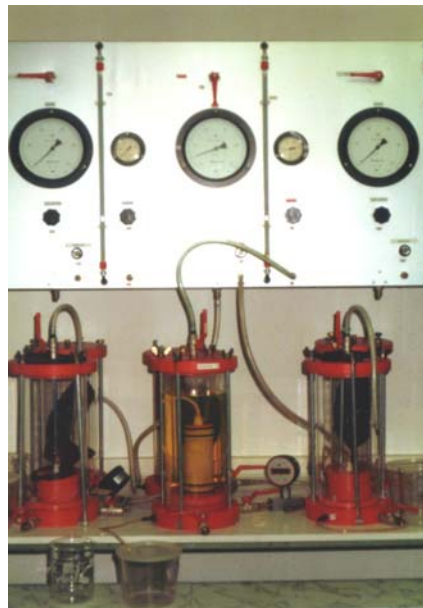


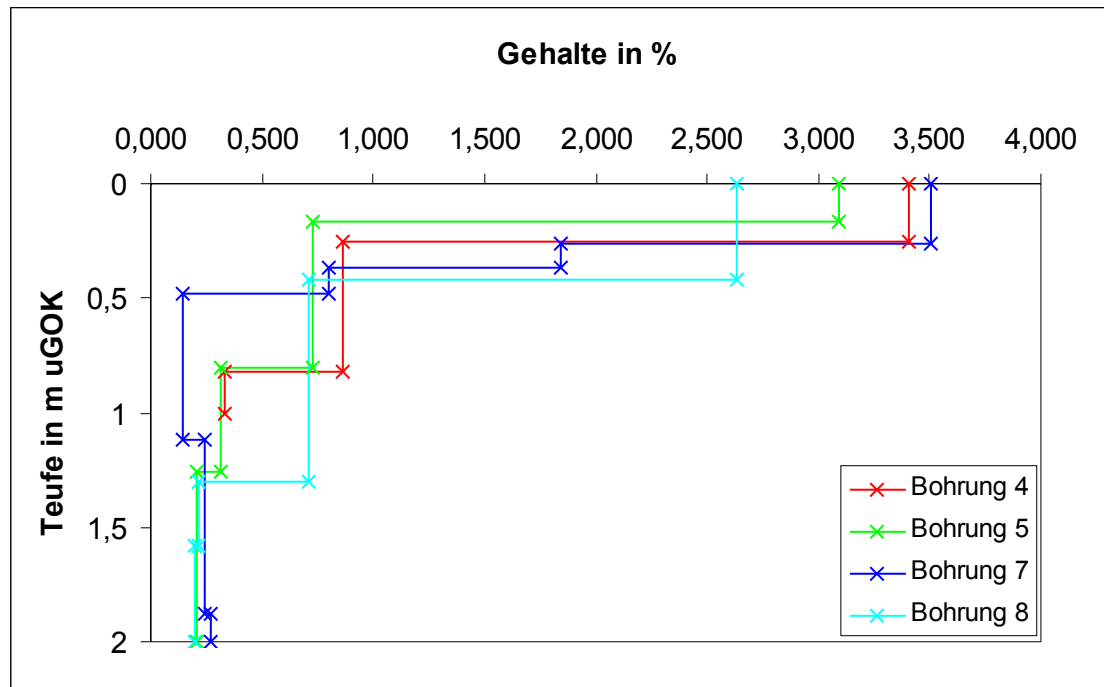
Abb. 9: Bestückte Triaxialzelle.

Da aufgrund der Korngrößenverteilung anzunehmen ist, dass die Proben sehr undurchlässig sind, wurde ein hydraulisches Gefälle von $i = 30$ angelegt.

Zur Berechnung des Durchströmungsdruckes (Innendruck) wurde folgende Gleichung verwendet:

$$p_d = i * l * 0,1 \quad (1)$$

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

p_d ...Durchströmungsdruck

i ...hydraulisches Gefälle

l ...Probenlänge in m

Der Außendruck wird 20% höher als der Innendruck angesetzt. Alle Werte sind in Anlage IX nachzulesen.

5.1.6 Bodenchemische Parameter

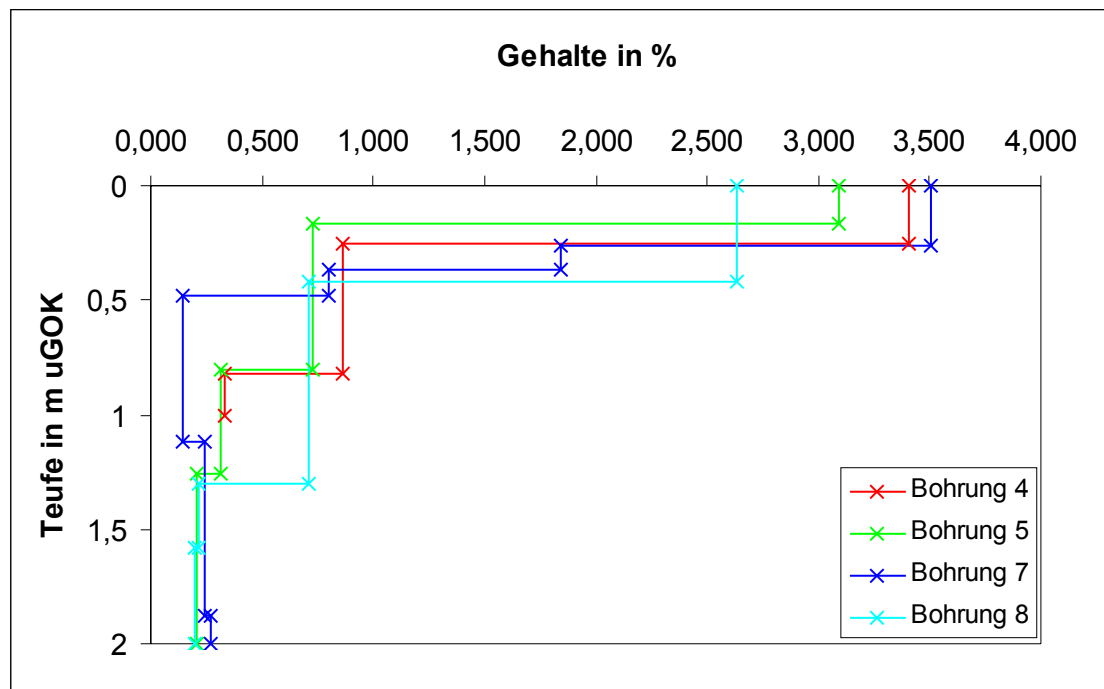
5.1.6.1 pH-Wert

Die Bestimmung des Boden-pH-Wertes erfolgte am Feinboden im Boden-Lösungsgemisch.

Der Boden-pH wurde mit drei verschiedenen Lösungen bestimmt. Von jedem Horizont der vier Bohrungen wurden drei Teile von je 10 g repräsentativer lutro-Probe eingewogen und in kleine Bechergläser gefüllt. Danach wurden die Bodenproben mit je 25 ml destilliertem Wasser bzw. 0,1 N KCl-Lösung bzw. 0,01 N CaCl_2 -Lösung versetzt und verrührt. Die Gemische wurden 4 Stunden abgedeckt stehen gelassen und dabei mehrfach gerührt. Nach Ablauf der vier Stunden erfolgt die pH-Messung elektrometrisch in der überstehenden Lösung mit einer pH-Elektrode, die vor der Messung mit Lösungen bekannter pH-Werte kalibriert wurde.

Aufgrund der geringen Probenmenge von Probe B7/6 wurde der pH-Wert nur mit destilliertem Wasser und KCl-Lösung bestimmt.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

5.1.6.2 Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel-Bestimmung

Die CNS-Bestimmung erfolgte am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie und diente der Bestimmung der Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel in den Proben.

Um diese Analyse durchführen zu können, wurden etwa 30 mg repräsentative Probe jeder Feinbodenprobe analysefein ($<63 \mu\text{m}$) aufgemahlen und in kleine Glasröhrchen abgefüllt.

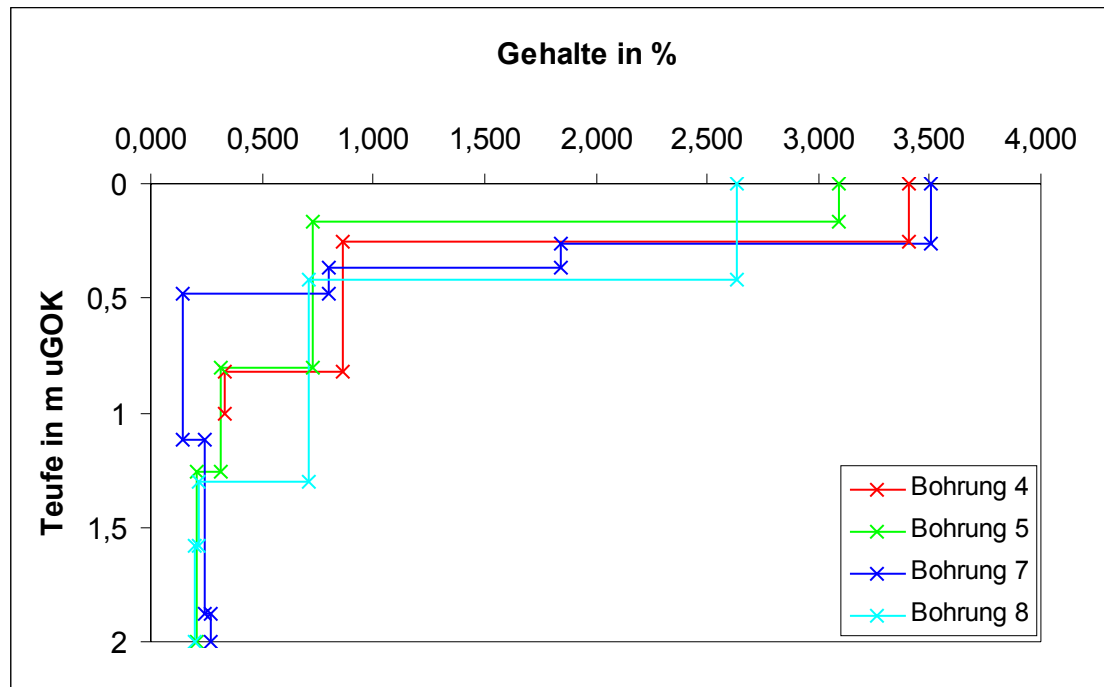
Die Messungen erfolgten mit dem Analysegerät „Elementar vario EL“ der Firma Analysesystem GmbH. Der Aufschluss der zu analysierende Substanz erfolgt durch oxidative Verbrennung. Dabei wurden die in Zinnschiffchen eingefalteten analysefein aufgemahlenen und mit einem Katalysator versetzten Proben bei etwa 1150°C explosionsartig verbrannt. Der Substanzaufschluss erfolgt quantitativ (mündliche Auskunft RÜDIGER, 2001).

In zwölf Zinnschiffchen wurde zunächst zwischen 2,8 und 3,2 mg Sulfanilsäure II eingewogen und mit der dreifachen Menge Wolfram-(VI)-Oxid versetzt, das bei dieser Analyse als Katalysator fungiert. Sulfanilsäure ist ein Standard für die CNS-Bestimmung und wird zur Tageskalibrierung verwendet.

Danach wurden jeweils höchstens 20 g der aufbereiteten Probe eingewogen und die dreifache Menge Wolfram-(VI)-Oxid dazugegeben. An den Proben B4/2, B5a/2 und 7/3 wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt.

Außerdem wurden 3 Zinnschiffchen mit einer Referenzprobe (Braunerde BHA-1) bestückt, deren Gehalte an CNS vor, während und nach der Messung der Bodenproben mitbestimmt wurden, um die Funktionstüchtigkeit des Gerätes zu überprüfen.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

5.1.6.3 Organischer Kohlenstoff

Da die CNS-Bestimmung nur Aufschluss über den Gesamtkohlenstoffgehalt gibt, wurde zusätzlich von allen Bodenproben eine Bestimmung des Gehalts an organischem Kohlenstoff durchgeführt. Mit beiden Werten konnte der Gehalt an anorganischen Kohlenstoff bestimmt werden.

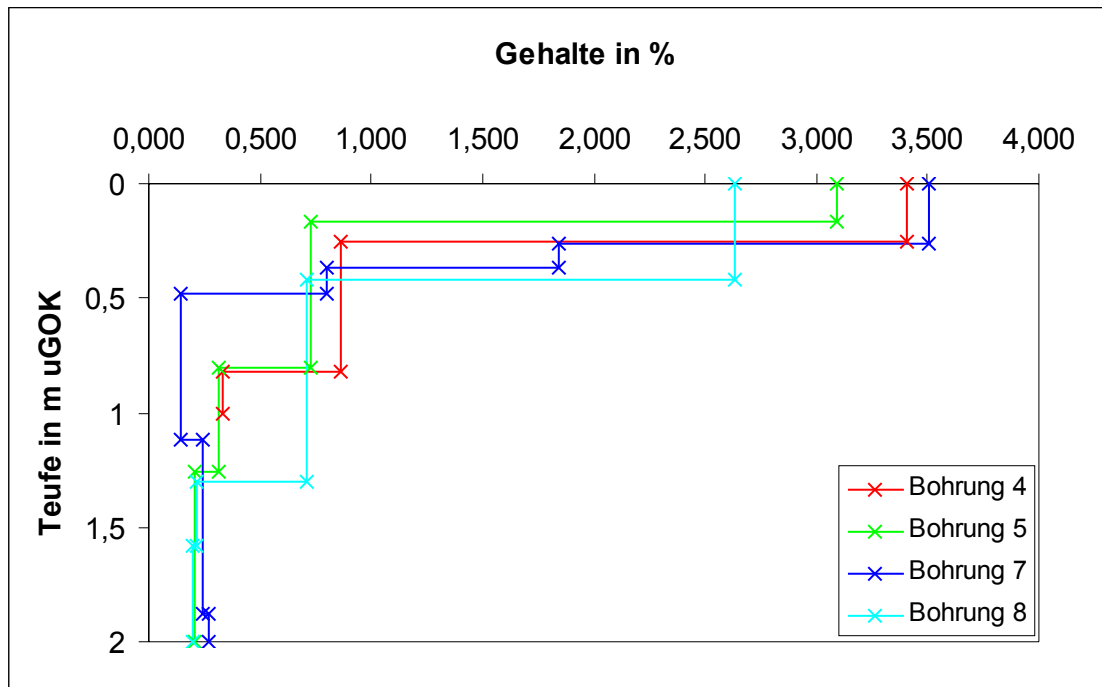
Um diese Analyse durchführen zu können, wurden die Proben einer Vorbehandlung unterzogen, welche an DIN ISO 10694 angelehnt war. Es wurde jeweils etwa 2,5 bis 4 g analysefein aufgemahlene Probe in vorbereitete Bechergläser eingewogen.

Zur Entfernung des organischen Kohlenstoffs wurden die aufbereiteten Bodenproben mit je 20 ml 1:3 verdünnte Salzsäure versetzt, verrührt und abgedeckt über Nacht stehen gelassen. Danach wurde mit verdünnter HCl geprüft, ob die Reaktion vollständig abgelaufen ist. Nach dem Absetzen der Proben wurde die überstehende Lösung mit einer Absaugpipette entfernt und das Material mit bidestilliertem Wasser säurefrei gewaschen. Die so behandelten Proben wurden bei 60 °C über Nacht getrocknet und nach dem Abkühlen gewogen. Zum Abschluss der Vorbehandlung wurden die Proben wieder analysenfein aufgemahlen.

Des weiteren wurde auch die Referenzprobe mit verdünnter Salzsäure gewaschen. Im Unterschied zu den anderen Proben erfolgte das Dekantieren und Waschen dieser Probe mit Hilfe eines Hartfilters, da sich die Probe nach dem Verrühren nicht vollständig absetzte.

Die Bestimmung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff erfolgte ebenfalls durch oxidative Verbrennung mit dem Analysegerät „Elementar vario EL“ der Firma Analysesystem GmbH.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte



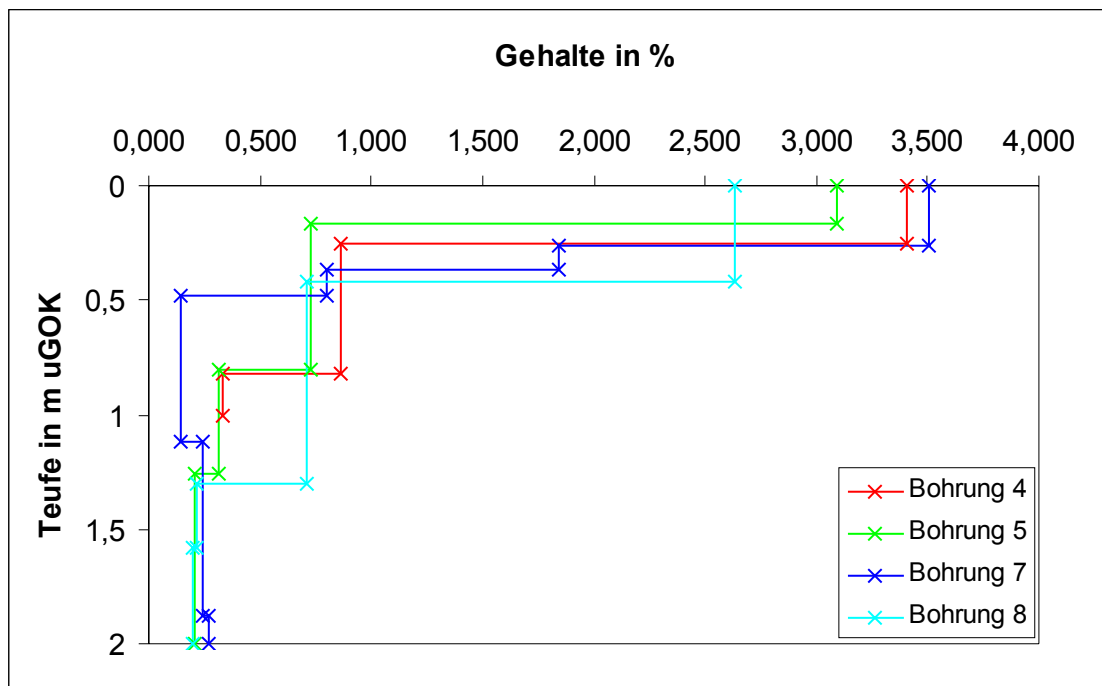
Anlage V

Die erhaltenen Analyseergebnisse beziehen sich auf die unbehandelten eingewogenen Proben (Einwaage) und müssen auf die säurebehandelten Proben (Auswaage) umgerechnet werden. Zur Berechnung wurde folgender Ansatz verwendet:

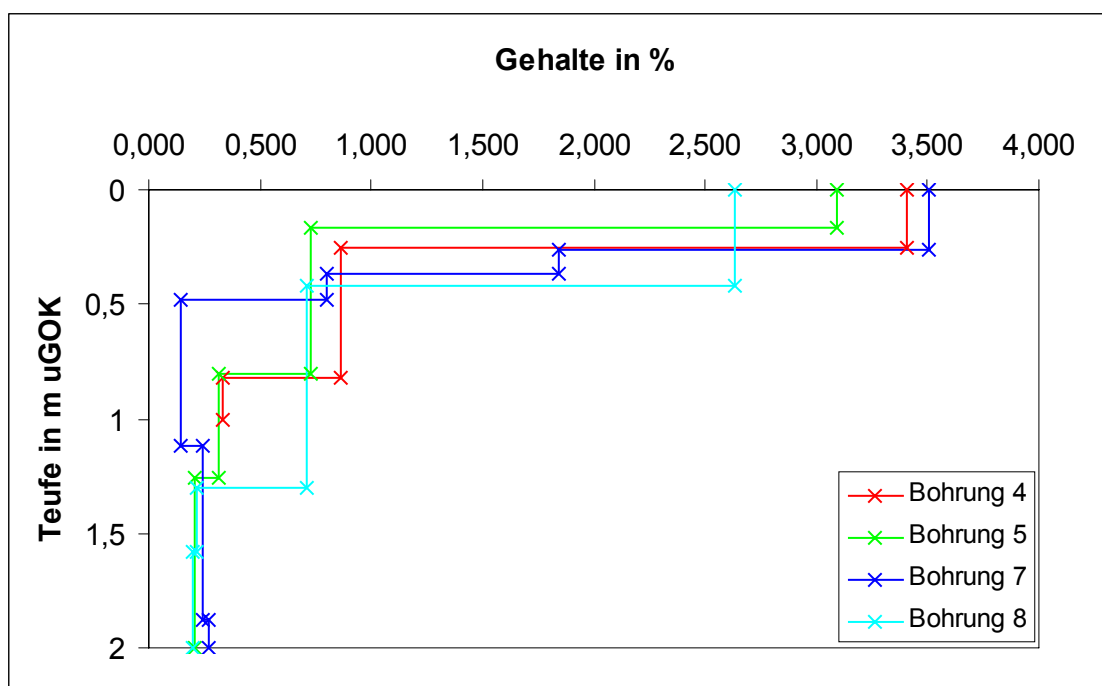
$$\frac{\text{Auswaage[g]} * \text{Analyseergebnis[\%]}}{\text{Einwaage[g]}} = C_{\text{org korrigiert[\%]}} \quad (2)$$

Aus den Gehalten an Gesamtkohlenstoff und organischen Kohlenstoff lassen sich die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff ableiten (Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte)

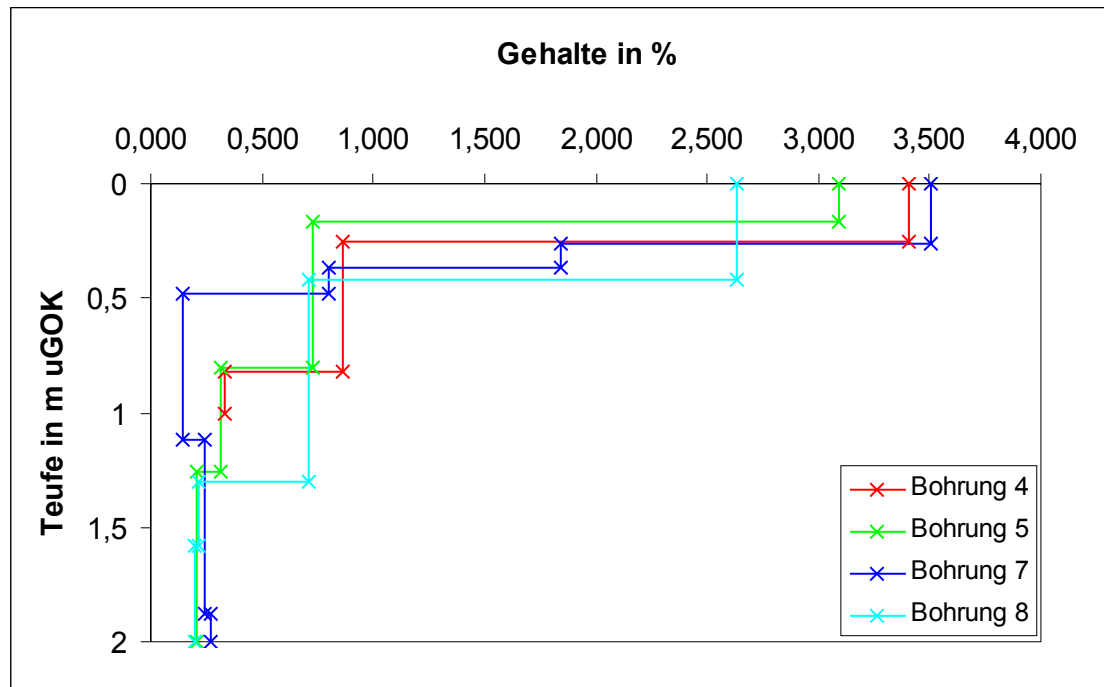
Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte



Anlage V



Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

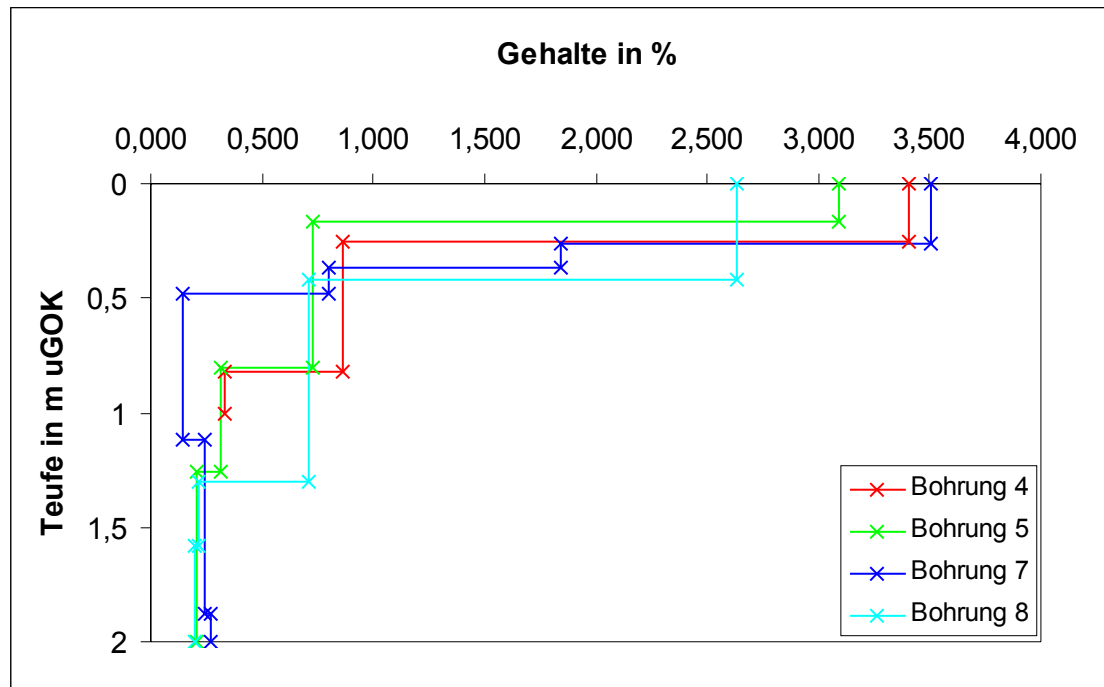
Anlage V).

5.1.6.4 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen

Die Extraktion und Analyse der Schwermetalle Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn sowie Al und As wurde am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie durchgeführt. Für die Analyse des löslichen Metallanteils aller zu untersuchenden Proben wurde der aufbereitete Feinboden (Kapitel 5.1.6.2) verwendet und durch Königswasser aufgeschlossen.

Die Aufschlüsse mit Königswasser wurden in der Behrotestapparatur durchgeführt. Dazu wurde jeweils etwa 1 g analysenfeine Probe eingewogen, in die vorbereiteten Aufschlussgefäße überführt und mit 15 ml konzentrierter Salzsäure (p.a. Merck) und 5 ml konzentrierter Salpetersäure (p.a. Merck) heruntergespült. Auf die Aufschlussgefäße wurden Kühler und Absorptionsgefäße aufgesetzt. Die Absorptionsgefäße wurden mit ca. 10 ml verdünnter Salpetersäure gefüllt. Danach wurde die Apparatur über Nacht zum Ausgasen stehen gelassen. Am folgenden Tag wurden die Proben je 80 min. bei 100 °C und bei 105 °C gekocht und dabei mit Wasser gekühlt. Nach Abkühlung der gesamten Apparatur wurden die Absorptionsgefäße mit bidestilliertem Wasser ausgespült, die Lösung durch den jeweiligen Kühler zur Probe gegeben und mit bidestilliertem Wasser nachgespült. Diese Probelösungen wurden in 100 ml Maßkolben überführt. Nach dem Abkühlen wurden die Maßkolben bis zum Eichstrich aufgefüllt, geschüttelt und über einen Hartfilter in PP-Flaschen filtriert.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte



Anlage V

Die so gewonnenen Aufschlüsse wurden im geochemisch-analytischen Labor am Institut für Mineralogie analysiert. In Tab. 4 sind die Nachweisgrenzen und die Analysemethoden der einzelnen Elemente aufgeführt.

Tab. 4: Bestimmungsgrenzen in mg/kg und Analysemethoden.

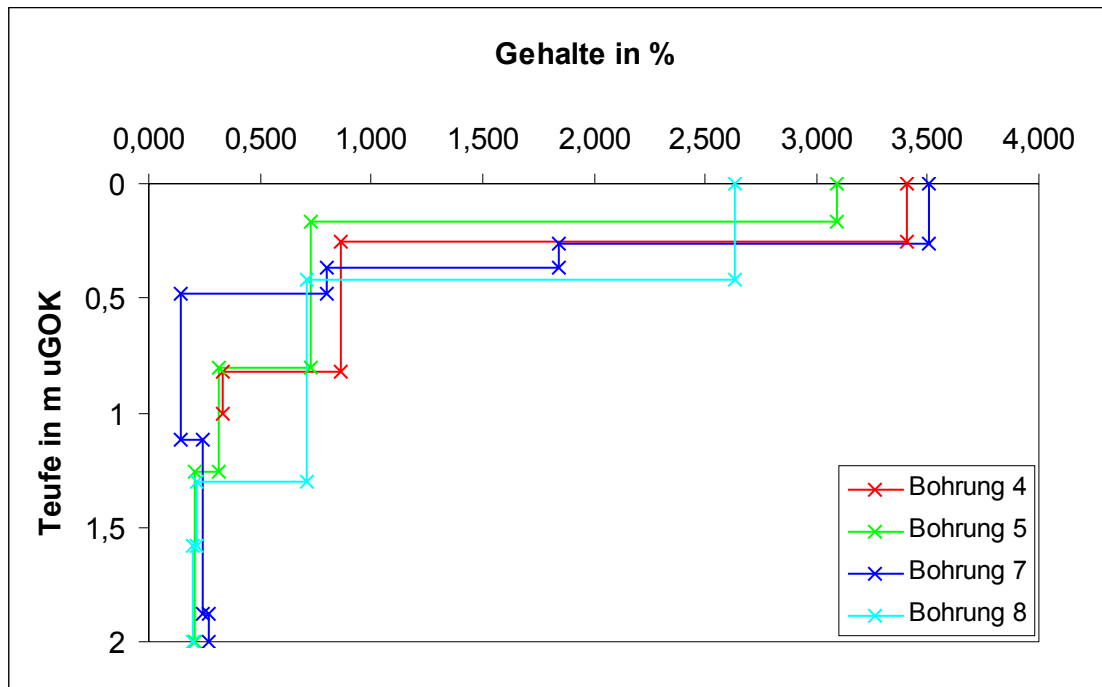
	Cd	As	Cr	Zn	Co	Mn
Best.grenze	0,01	10	1	1	1	0,5
Analysemethode	AAS	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES
	Pb	Ni	Al	Cu	Ag	Fe
Best.grenze	5	10	50	1	1	10
Analysemethode	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES

5.2 Hydrochemische Analysen

5.2.1 Probenahme

Die Entnahme von Wasserproben erfolgt in zweimonatigen Abständen von Oktober 2000 bis Juli 2001. Insgesamt wurden im Rahmen dieser Diplomarbeit fünf Probenahmen durchgeführt. Die Probenahmepunkte sind in Abb. 7 dokumentiert.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

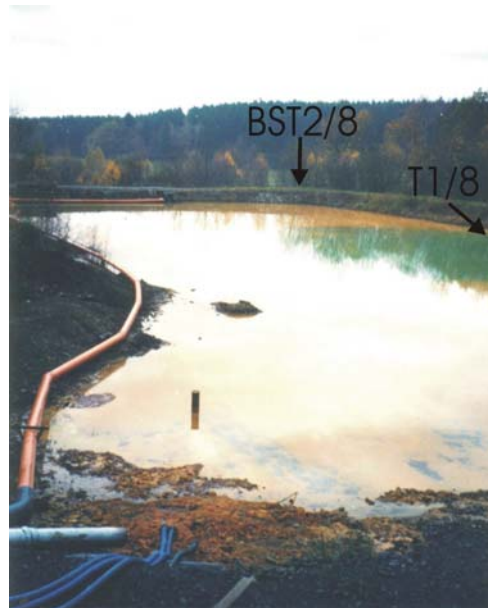
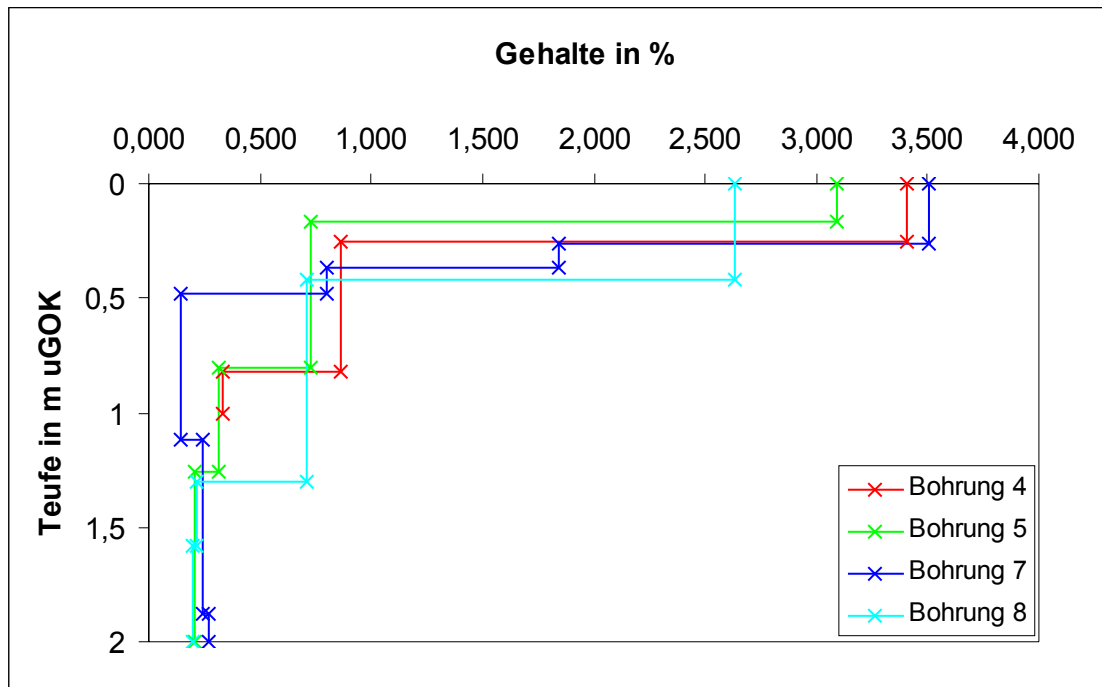


Abb. 10: Sedimentationsteich mit Probennahmepunkten.

Die aus dem Hauptschacht-Auslauf (HS1) entnommenen Wasserproben sind Grubenwasserproben. Durch eine aktive Wasserreinigungsanlage wird das ausströmende Grubenwasser aufbereitet. Dazu wird dem Wasser Kalkmilch zugegeben, um den pH-Wert zu erhöhen. Durch Einsatz eines Belüfters wird Sauerstoff zugeführt. Aufgrund der Erhöhung des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes erfolgt die Ausfällung von Fe^{3+} -Verbindungen. Das so aufbereitete Wasser wird in drei aufeinanderfolgende Absetzbecken (Sedimentationsteiche)

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte

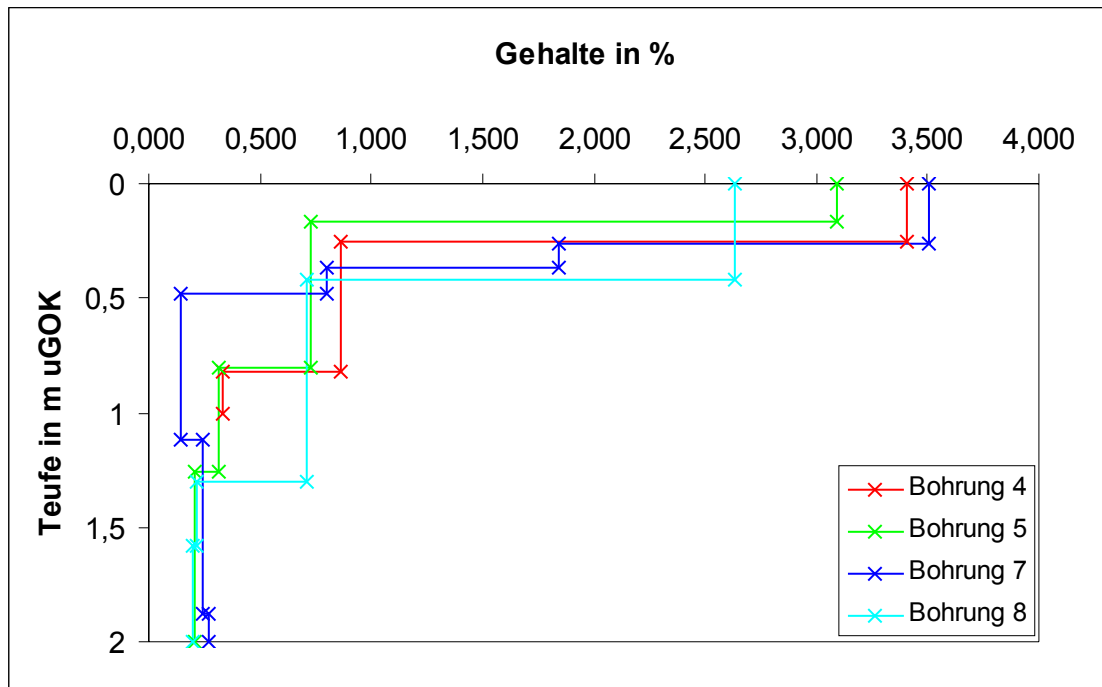


Anlage V

geleitet. Aus dem in Abb. 7 und Abb. 10 dargestellten Teich wurde im Rahmen einer Komplettprobennahme eine Wasserprobe entnommen (T1/8).

Durch die geringe Fließgeschwindigkeit in den Becken können sich die ausgebildeten Eisenverbindungen absetzen. Das gereinigte Wasser wird über einen Rohrauslass in den Wiesenbach abgeführt. Da das Feuchtgebiet möglicherweise durch das Wasser des Wiesenbaches gespeist wird, wurde dieser Punkt (WIE1) mitbeprobte (Abb. 11). Des weiteren wird angenommen, dass das Feuchtgebiet von Haldenwasser und Sickerwasser aus den Absetzbecken gespeist wird.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



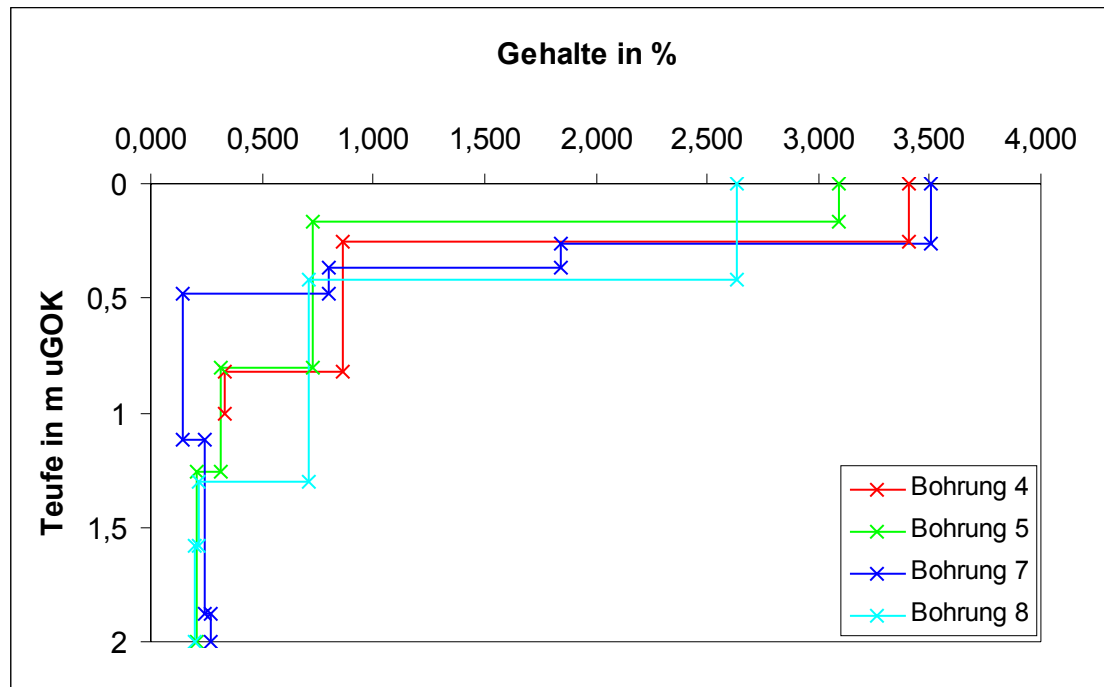
Anlage V



Abb. 11: Probenahmepunkt WIE1.

Die dem Feuchtgebiet entnommenen Proben sind ebenfalls in Abb. 7 dargestellt. Die Zuläufe befinden sich im Osten des Feuchtgebietes. Am Feuchtgebietzulauf 1 (WZ1) und 4 (WZ4) konnte nur eine einmalige Probenahme erfolgen, da diese Beprobungspunkte durch Wildschweine zerstört wurden. Der Feuchtgebietzulauf 3 wurde nicht berücksichtigt. Am Feuchtgebietzulauf 2 (WZ2) wurden kontinuierlich Proben entnommen. Innerhalb des Feuchtgebietes

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



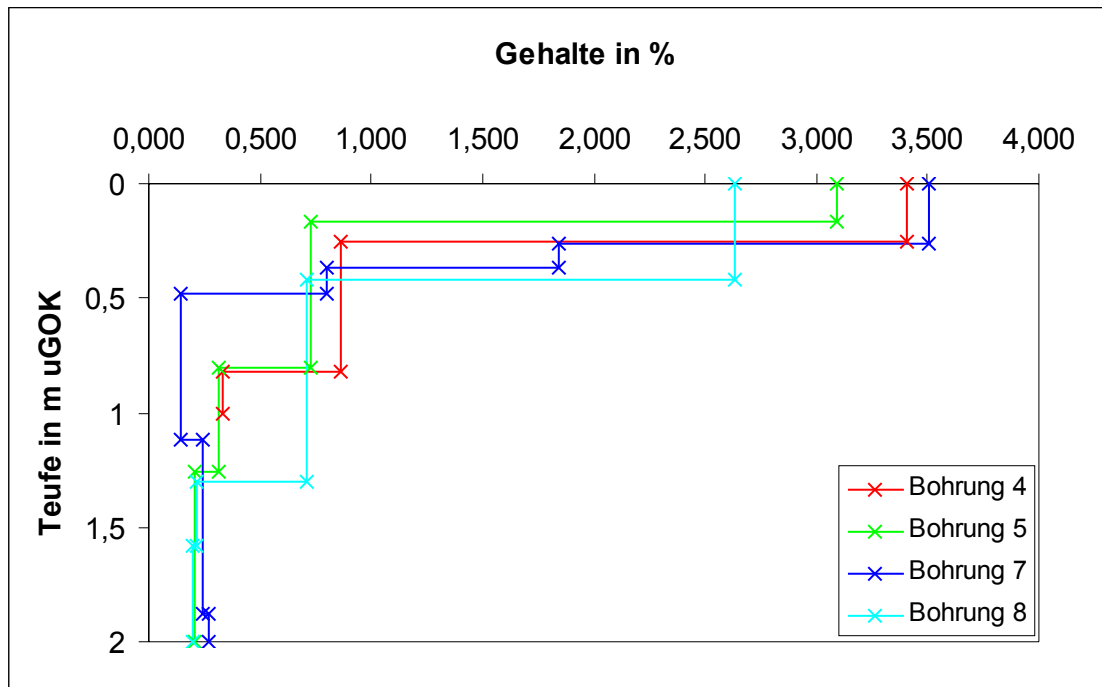
Anlage V

tes wurden die Punkte WW1 und WW2 beprobt (Abb. 7). Der Abfluss (WA1) liegt im Südwesten des Feuchtgebietes (Abb. 7).

Im Rahmen einer Komplettoprobennahme (28.06.01 und 29.06.01) wurden weitere Proben entnommen, um den Chemismus dieser Wasserproben mit denen des Feuchtgebietes zu vergleichen und somit Rückschlüsse auf den Stoffkreislauf zu ziehen. Die Lage dieser Punkte ist ebenfalls in Abb. 7 dargestellt. Neben der Entnahme einer Wasserprobe aus dem Sedimentationsteich (T1/8) erfolgte eine weitere in der Bohrung BST2 (BST2/8) auf dem Damm des Teiches (Abb. 10) sowie aus einem Drainageröhrchen (Rö1/8) vor dem Damm. Zwei weitere Wasserproben wurden innerhalb des Feuchtgebietes aus Pegel 8 (P8/8) und aus Beobachtungsrohr S2 (S2/8), das in Abb. 12 dargestellt ist, entnommen. Diese beiden Pegel wurden im Rahmen der Diplomarbeit von GEYER (2002) ausgebaut.

In der Regel wurden die Wasserproben mit Hilfe eines Messbechers (500 ml) entnommen und in PE-Flaschen abgefüllt. Die Probenahme an den Punkten BST2/8, P8/8 und S2/8 erfolgt mit Hilfe einer selbstansaugenden Schlauchpumpe.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



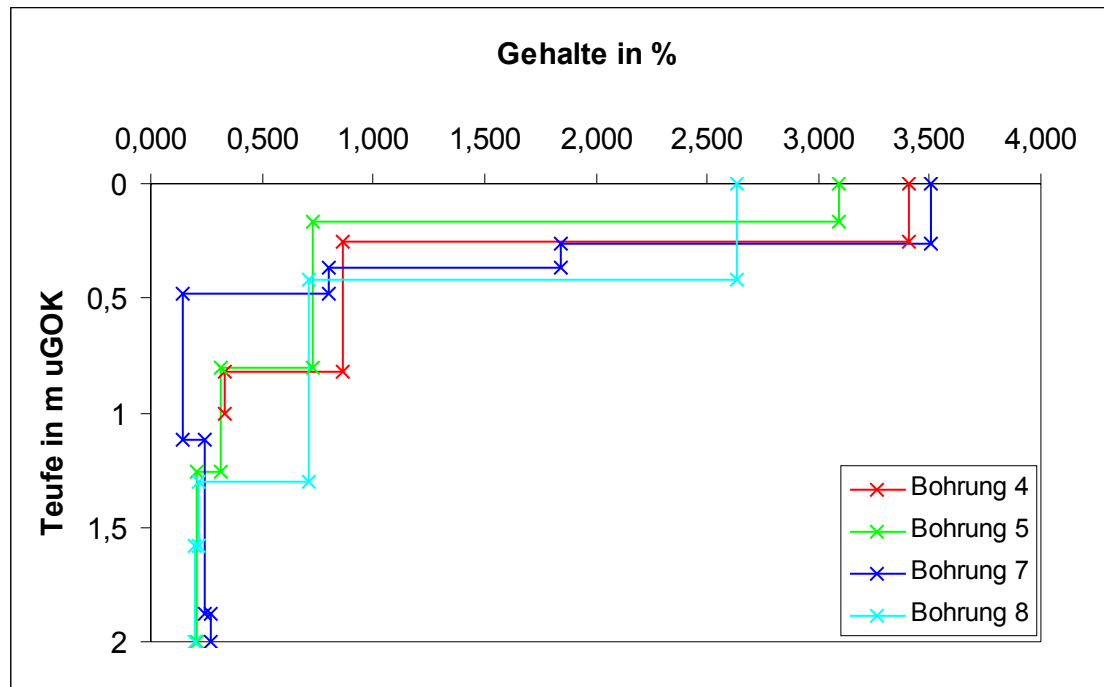
Anlage V



Abb. 12: Blick von Südwesten auf das Feuchtgebiet mit Probenahmeort S2/8.

Die Probenmenge für die Bestimmung der Haptionen betrug im allgemeinen 500 ml. Die Schwermetallproben wurden vor Ort mit 0,20 μm Na-Acetat-Membranfiltern filtriert und mit 1 ml konzentrierter HNO_3 angesäuert, um Ausfällungen von Metallhydroxiden zu verhindern. Es wurden jeweils 100 ml Probe entnommen. Die Proben WA1/4, WW2/4 und WIE1/4 (06.12.00) wurden infolge eines Defektes der Filterapparatur unfiltriert genommen. Zusätzlich zu den filtrierten Schwermetallproben wurden an den Proben HS1 und WIE1 (außer bei Pro-

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

benahme 8 vom 27.06.01) 100 ml unfiltrierte Probe genommen und ebenfalls angesäuert. Diese unfiltrierten Proben geben Aufschluss über den Schwebgehalt, allerdings wurden die Filter im Rahmen dieser Arbeit nicht analysiert und es liegen keine Daten von anderen Bearbeitern vor.

Bei Bohrung BST2/8 konnten nur die Vor-Ort-Parameter bestimmt werden, da die Beprobung aufgrund des hohen Eisenschlammgehaltes nicht möglich war.

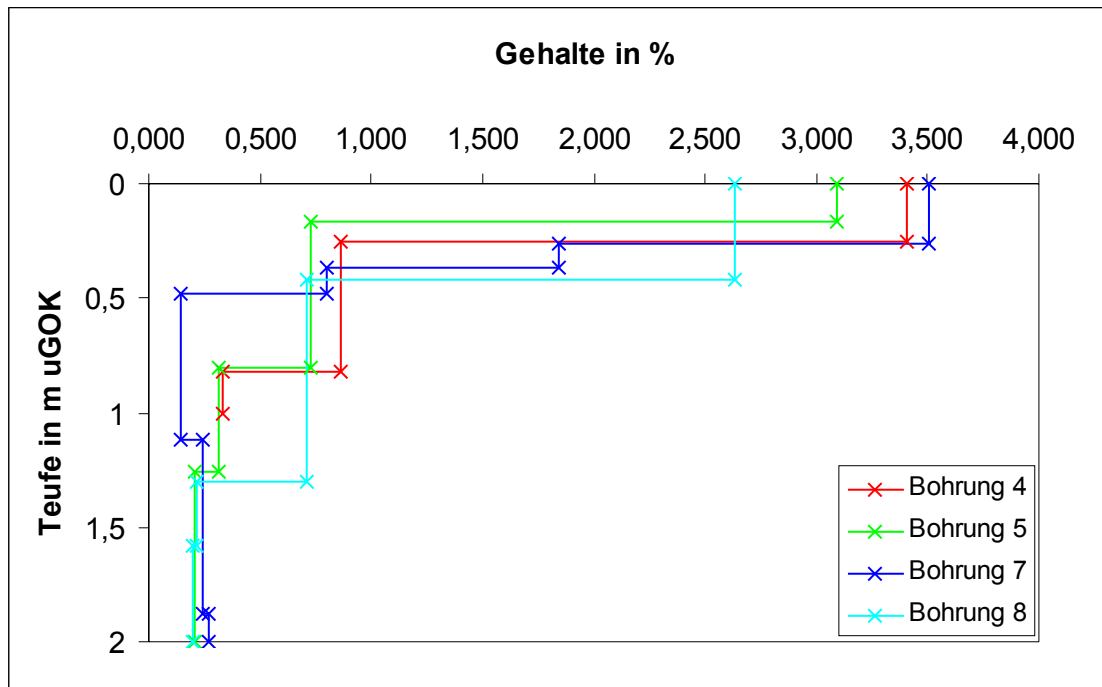
Tab. 5: Vor-Ort-Parameter.

Parameter		Einheit
Leitfähigkeit	(Lf)	$\mu\text{S}/\text{cm}$
pH-Wert	(pH)	
Redoxpotential	(Eh)	mV
Sauerstoffgehalt	(O_2)	mg/l und %
Wassertemperatur	(T_w)	$^{\circ}\text{C}$
Lufttemperatur	(T_L)	$^{\circ}\text{C}$

5.2.2 Vor-Ort-Parameter

Die in Tab. 5 zusammengestellten physikochemischen Parameter des Wassers wurden elektrometrisch vor Ort in einem Messbecher bestimmt. Aufgrund dieser Messmethode sollten die gemessenen Redoxpotentiale und Sauerstoffgehalte unter Vorbehalt betrachtet werden. Allerdings können Aussagen über die Größenordnung der beiden Parameter durchaus

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

dings können Aussagen über die Größenordnung der beiden Parameter durchaus getroffen werden. Der bei der Bestimmung des Redoxpotentials jeweils erhaltene Messwert muss um das temperaturabhängige Potential der Bezugselektrode korrigiert werden. Diese Korrektur ist Tab. 6 zu entnehmen. Bei den hier angegebenen Eh-Korrektur-Werte können Zwischenwerte interpoliert werden.

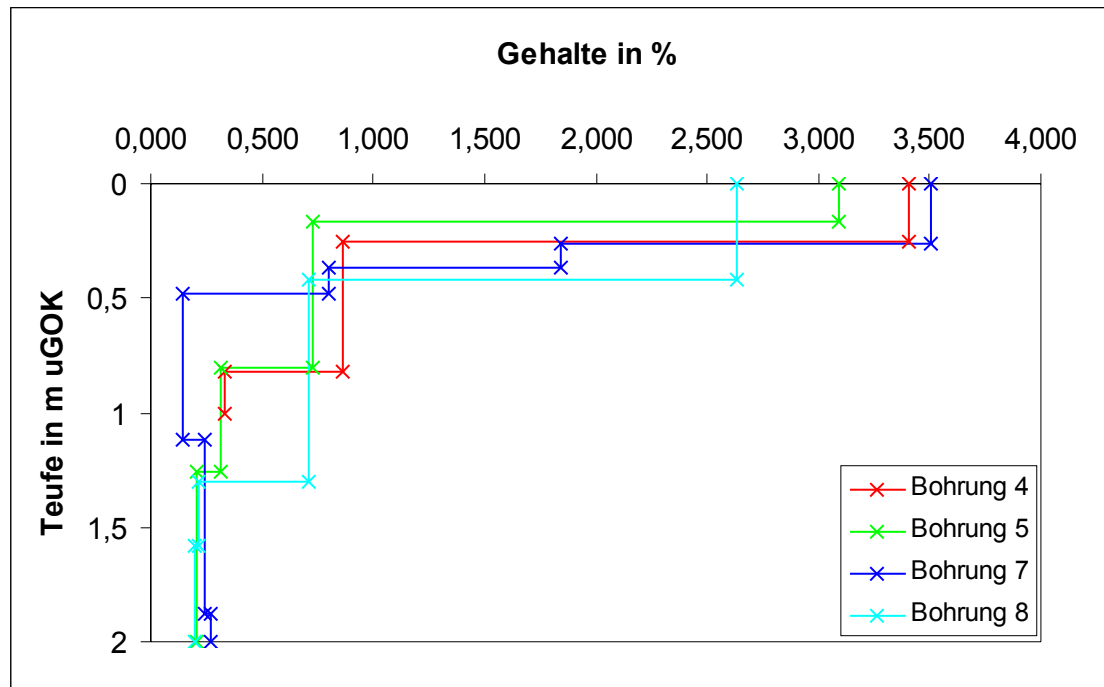
Tab. 6: Eh- Korrekturwerte

Temperatur Eh-Korrektur (Addition)

[°C]	[mV]
0	224
5	221
10	217
15	214
20	211
25	207
30	203

Zusätzlich wurden vor Ort jeweils der K_S - und K_B -Wert titrimetrisch bestimmt und die Gehalte an Gesamteisen und Eisen(II) gemessen.

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

Mit Hilfe der titrimetrischen Bestimmung der Kohlensäurespezies (K_S - und K_B -Wert) können Aussagen zum Puffervermögen des Wassers und des HCO_3^- -Gehaltes getroffen werden. Die Messung erfolgt mit dem HACH-Digitaltitrator und mit einer pH-Messelektrode an jeweils 25 ml Probevolumen. Zur Bestimmung des K_B -Wertes wurde mit 0,1 N NaOH bis zu einem pH-Wert von 8,2 titriert. Durch Titration mit 0,1 N HCl bis zu einem pH-Wert von 4,3 erhält man den K_S -Wert. Diese Angaben gelten für Ausgangs-pH-Werte im Bereich von 4,3 bis 8,2. Da die pH-Werte des Wiesenbachs immer größer 8,2 waren, wurde mit 0,1 N HCl zunächst bis zu einem pH-Wert von 8,2 (K_B -Wert) und danach bis zu einem Wert von 4,3 (K_S -Wert) titriert.

Eisen ist eine der Hauptschadstoffkomponente des Grubenwassers. Da Eisen(II) nicht beständig ist, muss es vor Ort mit einem transportablen Spektralphotometer bestimmt werden. Auch der Gehalt an Gesamteisen wurde gemessen. Die Probenvorlage zur Bestimmung des Eisen(II) betrug 25 ml, zur Bestimmung des Gesamteisen 10 ml. Die obere Bestimmungsgrenze des Gerätes liegt bei 3,00 mg/l Fe_{ges} bzw. Fe(II) . Da einige Proben (WZ1/3, WZ4/3, HS1/4-HS1/8) höhere Eisengehalte aufwiesen, war eine Verdünnung aufgrund der Bestimmungsgrenze notwendig. Es wurde eine 10fache Verdünnung gewählt.

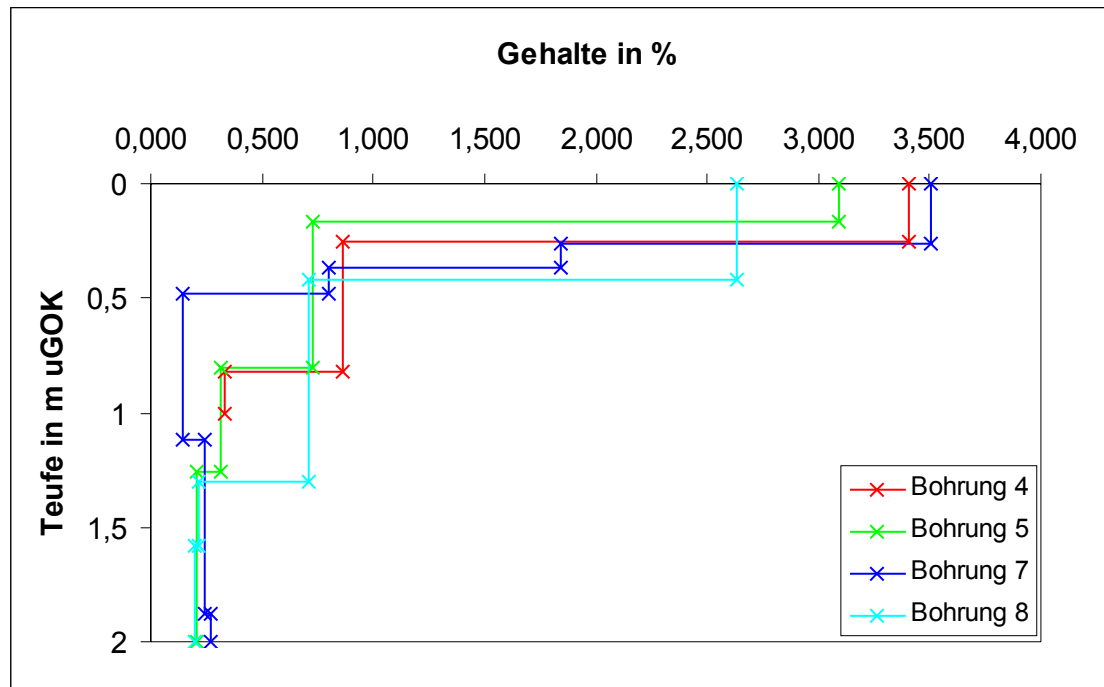
5.2.3 Wasserinhaltsstoffe

5.2.3.1 Haptionen

Die Bestimmung der Haptionen erfolgte im Hydrologischen Labor des Instituts für Hydrogeologie.

Es wurden folgende Komponenten bestimmt:

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

Kationen: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} und Li^+

Anionen: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und F^-

Die Analyse der Hauptionen erfolgt mit Ausnahme des F^- -Ions durch Ionenchromatographie. Bei der Messung wurden Leitfähigkeits- sowie UV-Detektion genutzt. Die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Elemente sind in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Bestimmungsgrenzen Ionenchromatographie. Mengenangaben in mg/l (VOLKE 2000).

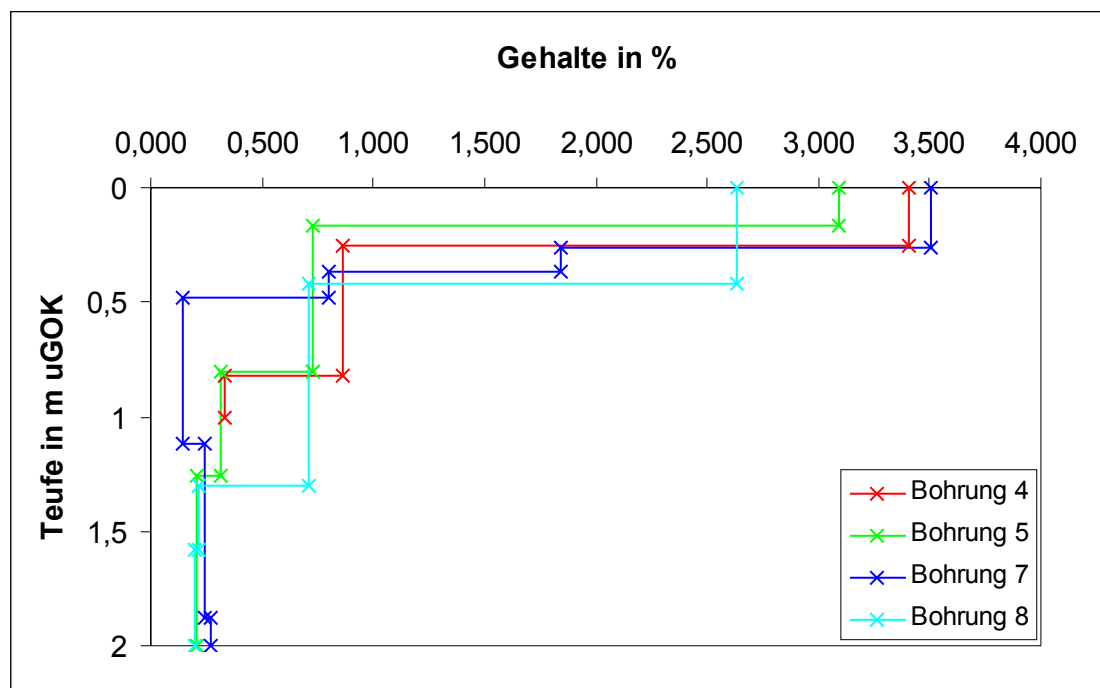
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Li^+	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
Best.-grenze	0,8	0,2	0,1	0,5	0,05	0,7	2,0	0,5

Das Anion Fluorid wurde von Dipl.-Geol. Claudia Winkler mit Hilfe einer Festkörperelektrode bestimmt.

5.2.3.2 Schwermetalle, Aluminium und Arsen sowie Lanthanoide

Die Analyse der Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen wurde mit Ausnahme der Wasserproben der Probenahme 4 am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie durchgeführt. Die Analyse der Proben vom 06.12.00 (Probenahme 4) erfolgte an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydro-Wissenschaften, Fachrichtung

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges}-Gehalte



Anlage V

Forstwissenschaft, der Technischen Universität Dresden in Tharandt. An den unfiltrierten sowie filtrierten Wasserproben wurden folgende Elemente bestimmt: Fe, Mn, Ni, Zn, Li, Al, Co, Cu, As, Ag, Sr, Y, Mo, Cd, Sn, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy. Zur Anwendung kamen die Analysemethoden ICP-MS, ICP-AES und ICP-AAS.

In Tab. 8 sind die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Elemente, die mit ICP-MS bestimmt wurden, aufgeführt.

Tab. 8: Bestimmungsgrenzen ICP-MS. Mengenangaben in µg/L.

Mn	Ni	Li	Al	Zn	Co	Cu	As	Ag	Sr	Y
1	1	10	10	10	1	1	10	1	1	1
Mo	Cd	Sn	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Gd	Dy
1	1	10	1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Die Elemente, die mit ICP-AES oder ICP-AAS bestimmt wurden, sind in Tab. 9 mit entsprechenden Bestimmungsgrenzen aufgeführt.

Tab. 9: Bestimmungsgrenzen ICP-AES und ICP-AAS. Mengenangaben in µg/L.

	Fe	Zn	As
ICP-AES	5	10	ICP-AAS 1

6 Auswertung der Ergebnisse

6.1 Charakterisierung des Bodens

6.1.1 Bodentyp

Alle vier Bohrungen unterscheiden sich optisch kaum voneinander und weisen gleiche Horizonte auf. In Abb. 13 wurde Bohrung 4 dargestellt, da an dieser die Horizonte besonders gut zu erkennen waren. Genaue Angaben zur Bodenansprache sind der in Anlage I dargestellten Schichtenprofile zu entnehmen.

Der oberste Horizont der Bohrungen ist mit 0,05 bis 0,12 m geringmächtig und besteht aus einem Mineralbodenhorizont mit akkumuliertem Humus und einem dem Mineralboden aufliegenden organischen Horizont. Das Material dieses Horizontes ist stark humos, breiig nass und sehr stark durchwurzelt. Des weiteren wurde ein Faulgeruch festgestellt. Aufgrund des starken Humusgehaltes erscheint der Boden schwarz. Der oberste Horizont wurde anhand der ermittelten Merkmale als *O- und Ah-Horizont* angesprochen (Abb. 13). Da dieser Horizont geringmächtig und stark durchwurzelt war, konnte keine Probe für Bodenanalysen entnommen werden.

Der darunter folgende 0,12 bis 0,19 m mächtige Horizont ist feucht und weist einen blaugrauen Farbton sowie gelbe Schlieren und Flecken auf. Dieser Farbton entsteht durch Redoximorphose. Bei diesem Prozess führt Staunässe zu einem Sauerstoffmangel im Boden. Infolge dessen kommt es zu Reduktion von Fe(III)- sowie Mn(III),(IV)-Verbindungen. Die so entstehenden Fe^{2+} - und Mn^{2+} -Ionen können mit dem Wasser weggeführt werden und gelangen in sauerstoffreichere Bereiche, in denen die Oxidation und Ausfällung der Fe- und Mn-Verbindungen erfolgt. Durch diese Prozesse bilden sich Nassbleichungs- und Oxidationshorizonte aus. Die Oxidationshorizonte sind durch Rostflecken und Konkretionen gekennzeichnet. Aufgrund der Nassbleichungs- und Oxidationsmerkmale wird nach AG BODEN (1994) dieser Horizont als Unterbodenhorizont mit Stauwassereinfluss angesprochen (*S-Horizont*). Im Liegenden folgt ein weiterer 0,11 bis 0,63 m mächtiger Horizont, wobei die Mächtigkeit bei Bohrung B7 am geringsten (0,11 m), bei Bohrung B5a am größten (0,63 m) ist. Der Horizont weist ebenfalls Nassbleichungs- sowie Oxidationsmerkmale auf und ist deshalb ebenfalls als stauwasserbeeinflusster Unterbodenhorizont (*S-Horizont*) anzusprechen. Beide Horizonte unterscheiden sich allerdings. Bei Bohrung B7 wurde festgestellt, dass der k_f -Wert des oberen *S-Horizontes* höher ist als der des unteren *S-Horizontes*. Dieser Horizont ist stauwasserleitend, der darunter folgende wasserstauend. Des weiteren fällt auf, dass der Tongehalt des unteren *S-Horizontes* bei Bohrung B5a und B7 höher ist. Diese Verteilung der Tongehalte wird durch Tonverlagerung hervorgerufen. Hierbei werden Tonteilchen mit dem Sickerwasser transportiert und somit aus dem oberen *S-Horizont* ausgetragen. Im darunter liegenden wasserstauenden Horizont erfolgt die Anreicherung von Tonmineralen. Aufgrund dieser Erkenntnisse können beide *S-Horizonte* wie in Abb. 13 dargestellt in *Sw-Horizont* (oberer *S-Horizont*) und *Sd-Horizont* (unterer *S-Horizont*) gegliedert werden. Somit weist der durch die Bohrun-

gen gewonnene Boden ein *O/Ah/Sw/Sd-Profil* auf und kann daher nach AG BODEN (1994) als *Stagnogley* bezeichnet werden.

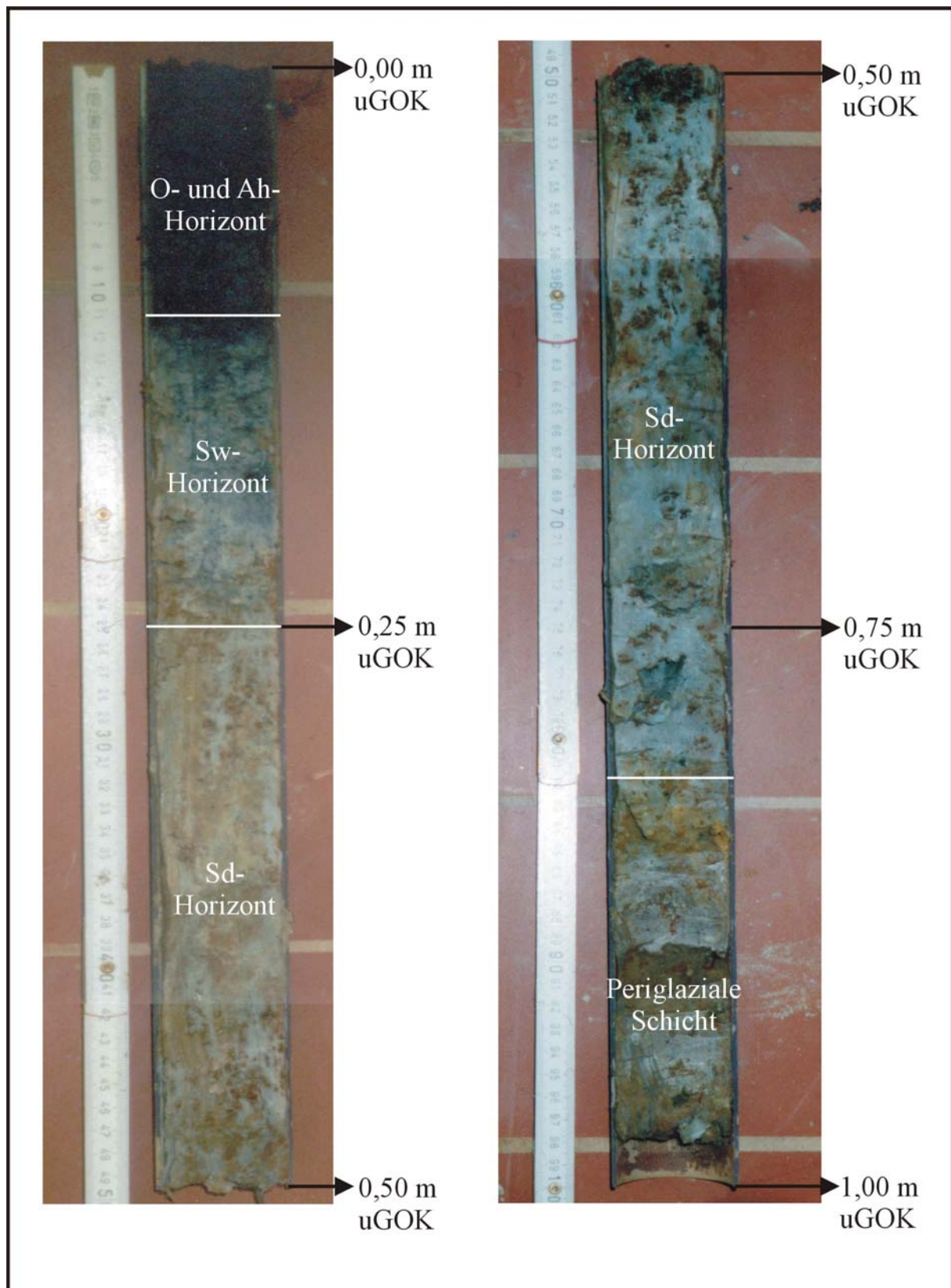


Abb. 13: Fotografische Dokumentation der Bohrung 4.

Unterhalb des *O/Ah/Sw/Sd-Profils* in einer Tiefe von 0,37 (B7) bis 0,82 m (B4) weisen alle Bohrungen Horizonte mit höheren Sandanteilen auf, was eine höhere Durchlässigkeit zur Folge hat. GEYER (2001) spricht diese als periglaziale Schichten an. Es ist nicht auszuschließen, dass diese Horizonte grundwasserbeeinflusste Unterbodenhorizonte (*G-Horizonte*) sind. Innerhalb dieser periglazialen Lagen sind vereinzelt Schichten mit höherem Sand- und Kiesanteil zu finden. Diese Schichten weisen eine höhere Feuchte als die sie umgebenden auf. GEYER (2001) bezeichnet diese Schichten als „Schuttfahnen“. Solche Schuttfahnen wurden in Bohrung B4 (Bereich von 2,56 bis 2,80 m) und B7 (Bereich 0,37 bis 0,48 m und 1,12 bis 1,88 m) kartiert. Im Liegenden, bei einer Teufe von 1,50 m (B4), 1,58 m (B8) bzw. 1,88 m (B7), folgt bei allen Bohrungen die Zersatzzone, die aus verwittertem Tonschiefer besteht. Die ursprüngliche Lage des Gesteinsverbandes ist an manchen Bohrungen gut sichtbar. Dieser Horizont wird nach AG BODEN als *Cv-Horizont* bezeichnet.

Im allgemeinen sind an den Bodenprofilen folgende Tendenzen zu erkennen:

- ⇒ Abnahme des Tongehaltes mit der Tiefe
- ⇒ Zunahme des Sandgehalt mit der Tiefe
- ⇒ Abnahme der Bodenfeuchte mit der Tiefe mit Ausnahme vereinzelt auftretender größerer, nasserer Lagen (Schuttfahnen)
- ⇒ Abnahme der Nassbleichungsmerkmale mit der Tiefe

6.1.2 Mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben

Böden sind Mineralgemische, deren Bodenbildung durch verschiedene Prozesse beeinflusst wird. Die Verwitterung des Ausgangsgesteins ist ein solcher Prozess und zugleich der bedeutendste. Daneben haben erosive Prozesse Einfluss auf die Bodenbildung. Böden unserer Breiten weisen meist einen Lößeinfluss auf. Das Carbonat des Löß ist hierbei unter humiden Klimabedingungen fast vollständig ausgewaschen. Wichtigster Bestandteil der Böden sind die verschiedenen Tonminerale, die durch Verwitterung aus anderen Mineralen wie z.B. Feldspäten hervorgehen. Die Sand- und Schlufffraktion der Böden bestehen meist aus verwitterungs-resistenteren Mineralen wie Quarz, Feldspäten, Glimmer und etlichen Schwermineralen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Tonfraktion setzt sich vorwiegend aus Tonmineralen wie z.B. Kaolinit, Vermiculit, Chlorit, Illit und Wechsellagerungstonmineralen sowie Oxiden zusammen.

Um einen Überblick über den Mineralbestand des beprobten Bodens zu bekommen, wurden alle Horizonte der Bohrung B5a röntgenografisch untersucht. Dabei wurden, wie in Kapitel 5.1.4 beschrieben, von jedem Horizont zwei Proben analysiert.

Auf der Abb. 14 ist ein Ausschnitt des Diffraktogrammes der Probe 5/1 zu sehen. Es ist der Peak von Goethit der Probe NE5/1 sowie der Probe NE-FE5/1 dargestellt. Hierbei ist die mit „NE“ gekennzeichnete Probe die mit Natriumdithionit vorbehandelte. Die mit „NEFE“ gekennzeichnete wurde nicht behandelt, um das Vorhandensein von Eisenphasen festzustellen. Man erkennt deutlich, dass in der unbehandelten Probe Eisen vorhanden ist.

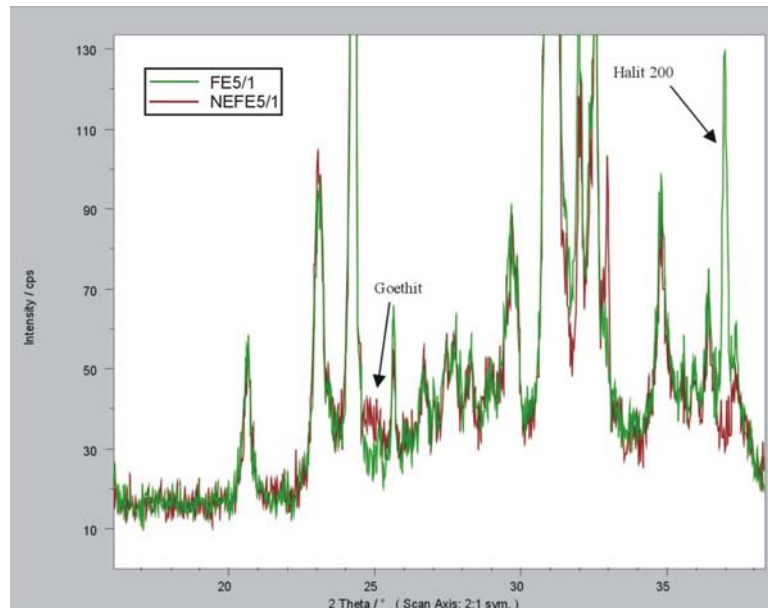


Abb. 14: Diffraktogramm der Probe 5/1 (Fraktion <63 µm).

Nach Auswertung der einzelnen Diffraktogramme durch das Mineralogische Labor am Institut für Mineralogie wurden die in Tab. 10 dargestellten Ergebnisse erhalten.

Tab. 10: Untersuchungsergebnisse der Röntgenanalyse in Massen-%.

Probe	Quarz	Rutil	Fluorit	Halit	Goethit	Kalifeld- spat	Plagioklas	Chlorit	Kaolinit	Dreischicht- minerale
NE5/1	11	2	Spur	4	--	1	3	4	6	69
NEFE5/1	10	1	Spur	--	8	Spur	2	3	4	72
NE5/2	14	2	Spur	2	--	3	5	4	5	65
NEFE5/2	15	1	--	--	6	3	4	3	6	62
NE5/3	39	1	--	1	--	4	7	2	3	43
NEFE5/3	40	1	1	--	3	3	6	2	2	42
NE5/4	25	1	--	1	--	2	--	2	--	69
NEFE5/4	32	1	--	--	3	1	1	2	--	60

Aus der Analyse ist ersichtlich, dass alle Horizonte zu einem sehr großen Anteil aus Dreischichtmineralen bestehen. Die Horizonte B5a/1, B5a/2 sowie B5a/4 weisen 65 bis 70 Massen-% Dreischichtminerale auf. Horizont B5a/3 besitzt einen etwas geringeren Gehalt von 43 Massen-%. Diese Schichttonminerale bestehen in Probe NE5/1 und NE5/2 vorwiegend aus Muskovit-Illit 2M₁ und etwas Chlorit-Vermikulit-Wechselagerungsmineral. In Probe NE5/3 tritt vorwiegend Muskovit-Illit 2M₁ auf. Daneben wurde etwas Montmorillonit-Illit-Wechselagerungsmineral und untergeordnet Chlorit-Vermikulit-Wechselagerungsmineral gefunden. Probe NE5/4 weist vorwiegend Muskovit-Illit 2M₁ und daneben etwas Chlorit-

Vermikulit-Wechsel-lagerungsmineral auf. Quellfähige Tonminerale treten in allen Horizonten kaum auf.

Quarz ist neben den Schichttonmineralen das am häufigsten auftretende Mineral. Der Gehalt an Quarz steigt tendenziell mit der Tiefe von 11 Massen-% auf 25 Massen-% an. Der Glimmeranteil in der Probe NE5/4 ist höher als in den darüber liegenden Horizonten. Außerdem enthalten alle Proben Chlorit, Kaolinit, Plagioklas, Kalifeldspat sowie Rutil.

Fluorit ist in den Proben NE5/1, NE5/2 sowie NE5/3 enthalten. Das Vorhandensein von Fluorit in den Bodenproben ist bedingt durch das in der Nähe des Feuchtgebietes gelegenen ehemaligen Flussspatbergwerke Strassberg. Der in den Proben bestimmte Halit (Abb. 14) wurde durch das nicht vollständige Auswaschen bei der Probenvorbereitung in die Proben eingebracht.

Goethit ist das am häufigsten in Böden gebildete Fe(III)-Oxid (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL, 1998). Die Bildung dieses Eisenoxides erfolgt in den analysierten Bodenproben durch Redoximorphose. Die Proben NE5/1 und NE5/2 enthalten Goethit in schlecht kristalliner bis amorpher Form. Mit der Tiefe nimmt der Gehalt an Goethit ab. Der Goethit liegt in Probe NE5/3 und NE5/4 in kristalliner Form vor.

Die in den Proben vorhandenen Dreischichtminerale sind für die im Boden ablaufenden Reaktionen von großer Bedeutung. Diese Minerale sind in der Lage Ionen zu binden bzw. auszutauschen. Der enthaltene Goethit bestätigt, dass in den Proben Fe-Oxide enthalten sind. Er ist für die gelbbraune bis gelbe Färbung der Horizonte verantwortlich. Außerdem ist erkennbar, dass in den beiden oberen Horizonten, die den *Sw-* und *Sd-Horizont* des *Stagnogleys* bilden (Kapitel 6.1.1), die Gehalte an Fe-Oxiden höher sind, ein Zeichen der in *Stagnogleyen* ablaufenden Redoximorphose. Die höheren Quarzgehalte in den Horizonten 5/3 und 5/4 sind durch die höheren Sand- und Schluffgehalte dieser Proben zu erklären.

6.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert beeinflusst alle chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens. Durch den Boden-pH werden verschiedenste Prozesse gesteuert. Er beeinflusst unter anderem die Elementmigration, Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Mobilität von toxisch und antagonistisch wirkenden Schwermetall- sowie Al-Ionen, den Abbau der organischen Substanz und die Gefügestabilität.

Der pH-Wert wurde von allen Horizonten mit jeweils drei verschiedenen Messlösungen bestimmt. Alle Ergebnisse sind der Tab. 11 zu entnehmen. Der pH(CaCl₂)-Wert der Probe B7/6 konnte nicht bestimmt werden, da nicht ausreichend Probenmaterial zur Verfügung stand.

Tab. 11: Ermittelter Boden-pH; nb: nicht bestimmt.

Bohrpunkt	Proben-Nr.	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	pH KCl
Bohrung 4	B4/1	6,5	6,2	6,1
	B4/2	6,6	6,2	6,1
	B4/3	6,4	6,0	5,9
Bohrung 5a	B5a/1	6,1	5,9	5,8
	B5a/2	6,2	5,9	5,8
	B5a/3	6,0	5,7	5,5
	B5a/4	6,0	5,8	5,7
Bohrung 7	B7/1	7,3	7,0	7,2
	B7/2	7,0	6,8	6,7
	B7/3	7,0	6,8	6,8
	B7/4	6,7	6,5	6,3
	B7/5	6,7	6,5	6,3
	B7/6	6,5	nb	6,0
Bohrung 8	B8/1	6,5	6,2	6,2
	B8/2a	6,5	6,2	6,0
	B8/2b	6,2	6,1	5,9
	B8/3	6,2	6,0	5,8

Anhand der Werte lässt sich feststellen, dass zwischen den verschiedenen Messlösungen Unterschiede bestehen. Die Werte des pH(H₂O) sind niedriger als die in den Salzlösungen gemessenen Werte. Im Gegensatz zum pH(H₂O) werden im pH(CaCl₂) bzw. pH(KCl) auch fest am Austauscher haftende H⁺- und Al³⁺-Ionen durch Ca²⁺- bzw. K⁺-Ionen ausgetauscht und in die Bodenlösung überführt (KUNTZE et al, 1994). Dadurch wird das Gleichgewicht zwischen Boden und Bodenlösung weniger gestört und die bestehenden Bodenverhältnisse in etwa wiedergegeben. Dies ist bei einer wässrigen Lösung nicht der Fall. Der pH(KCl) weist die niedrigsten Werte auf, da H⁺- und Al³⁺-Ionen durch K-Ionen verstärkt ausgetauscht werden können. Die weitere Auswertung erfolgte mit den ermittelten pH(CaCl₂)-Werten, da dieser in der Literatur häufig verwendet wird.

Die meisten H⁺-Ionen entstehen durch die mikrobielle Zersetzung toter Biomasse, die vor allem im Oberboden stattfindet. Dadurch nehmen pH-Werte im Bodenprofil normalerweise zur Oberfläche hin ab. Eine Versauerung des Bodens erfolgt außerdem durch den Eintrag von saurem Regen und die Basenauswaschung.

In Abb. 15 ist der pH(CaCl₂) in Abhängigkeit von der Tiefe dargestellt. Die Werte nehmen mit zunehmender Tiefe tendenziell ab. Bei Bohrung 5 nimmt der pH-Wert bis zu einer Tiefe von 1,26m von 5,8 bis auf 5,5 ab und steigt danach auf 5,7 an. Der pH-Wert aller Proben verhält sich demzufolge umgekehrt als normalerweise zu erwarten wäre. Eine Ursache für die

niedrigeren pH-Werte in den unteren Bodenhorizonten ist die Oxidation von Fe^{2+} -Ionen und die damit verbundene Freisetzung von H^+ -Ionen sein.

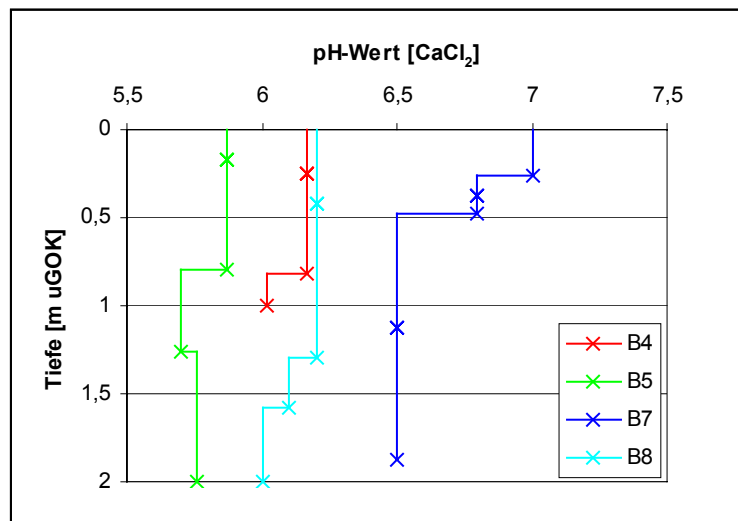


Abb. 15: Vertikaler Verlauf des Boden-pH (CaCl_2). Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterseiten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Einstufung der Böden erfolgte nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) mit den ermittelten $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$. Dazu wurde die Tab. 12 verwendet.

Tab. 12: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert, gemessen in 0,01 M CaCl_2 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Reaktionsbeschreibung	pH	Reaktionsbeschreibung	pH
neutral	7,0	schwach alkalisch	7,1...8,0
schwach sauer	6,9...6,0	mäßig alkalisch	8,1...9,0
mäßig sauer	5,9...5,0	stark alkalisch	9,1...10,0
stark sauer	4,9...4,0	sehr stark alkalisch	10,1...11,0
sehr stark sauer	3,9...3,0	extrem alkalisch	>11,0
extrem sauer	<3,0		

Demnach ist das Bohrprofil B7 neutral bis schwach sauer ($\text{pH } 7,0 \dots 6,0$), Profil B4 sowie B8 sind schwach sauer ($6,9 \dots 6,0$) und Bohrprofil B5a ist mäßig sauer ($5,9 \dots 5,0$).

Unterhalb $\text{pH } 7,0$ wird der pH-Wert von Böden von der Basensättigung der schwach sauren Gruppen variabler Ladungen bestimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Außerdem ist eine Beeinflussung durch den CO_2 -Partialdruck in diesen pH-Bereichen möglich. Dies bedeutet, dass der Boden sowohl organischen als auch anorganischen Kohlenstoff enthält.

In dem an den Bodenproben ermittelten pH-Bereich von 5,7 bis 7,0 ist eine Pufferung durch Carbonate, Silikate und Austauscher (Huminstoffe, Tonminerale, Oxide) denkbar. In den ana-

lysierten Bodenproben überwiegen Tonminerale. Huminstoffe (Oberboden) und Oxide sind in den Bodenproben auch vorhanden. Da im Oberbodenbereich die Gesamtkohlenstoffgehalte am höchsten sind, ist anzunehmen, dass die Huminstoffe als Puffer vor allem in diesem Bereich eine Rolle spielen. Im Unterbodenbereich dürften hauptsächlich Tonminerale und Oxide als Puffer fungieren.

Der pH-Wert spielt eine entscheidende Rolle bei der Mobilisation von verschiedenen Elementen. Die Verfügbarkeit von Elementen wie As, Cd, Cu, Co, Mn, Ni, Fe, Pb und Zn steigt mit sinkenden pH-Werten an und kann somit eine Gefahrenquelle darstellen. Aufgrund der an den Bodenproben ermittelten pH-Werte ist es wahrscheinlich, dass die Mobilität solcher Schwermetalle gering ist. Cadmium geht allerdings bereits ab $\text{pH} < 6,0$ bis 6,5 in Lösung. Der GrenzpH-Wert der Mobilisierung von Al, Mn, Zn, Co sowie Ni liegt bei 5,5. Fe^{2+} -Verbindungen gehen bei pH-Werten < 5 in Lösung, Fe(III)-Verbindungen erst ab einem $\text{pH} < 3,5$. Die Mobilität von Mn- und Fe-Verbindungen ist neben dem pH-Wert auch vom Redoxpotential abhängig. Gelöste Fe-Verbindungen liegen aufgrund der im Boden herrschenden Staunässe und der damit verbundenen Redoximorphose (Kapitel 6.1.1) vor. Da die ermittelten pH-Werte im Bereich zwischen 5,7 bis 7,0 liegen, ist nicht auszuschließen, dass neben Eisen auch andere oben genannte Elementen bereits einer Lösung unterliegen.

6.1.4 CNS

6.1.4.1 Einleitung

An allen Proben wurde der Gesamtgehalt an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel bestimmt. Zusätzlich wurde an den Bodenproben eine Analyse des Gehaltes an organischem Kohlenstoff durchgeführt. Damit konnte der Anteil des anorganischen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt ermittelt werden.

6.1.4.2 Kohlenstoff (C)

Der Kohlenstoff ist ein Bestandteil der organischen Substanzen, die ein Nährstoffreservoir darstellt und somit für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sind. Durch die Zersetzung der organischen Substanzen werden die Nährstoffe pflanzenverfügbar gemacht. Außerdem sind die Huminstoffe in der Lage verschiedene Ionen zu adsorbieren und festzulegen. So können z.B. Metallionen mit den organischen Verbindungen in festen Komplexen vorliegen. Allerdings können diese Komplexe auch in wasserlöslicher Form, sogenannten Chelaten, vorliegen und dann mit dem Sickerwasser im Boden transportiert werden. So wird z.B. das Schwermetall Blei vorwiegend an die organischen Substanzen gebunden und somit festgelegt. Die C-Gehalte in Böden sind starken Schwankungen unterworfen. So weist ein Ap-Horizont ca. 0,8 bis 2,3 Massen-% Kohlenstoff auf und ein Ah-Horizont bei Dauergrünland bis ca. 8,7 Massen-% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Die ermittelten C_{ges} -Gehalte liegen im Oberboden (Ah-Horizont) bei 2,6 bis 3,5 Massen-%. An der Abbildung in Anlage IV ist erkennbar, dass die C_{ges} -Gehalt mit der Tiefe tendenziell

abnehmen. Bei Bohrung B7 ist ab einer Tiefe von 1,12 m ein sehr geringer Anstieg (um 0,03 Massen-%) des C_{ges}-Gehalte zu verzeichnen.

Tab. 13: Gehalte an TC, TOC und TIC in Massen-%. nn: nicht nachweisbar (< 0,025); nb: nicht bestimmt. Da der Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) bei Probe 7/4 unterhalb der Nachweisgrenze lag, war eine Berechnung des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) nicht möglich.

Bohrpunkt	Probe	TC	TOC	TIC
Bohrung 4	B4/1	3,410	2,799	0,611
	B4/2.1	0,847	0,696	0,151
	B4/2.2	0,874	0,704	0,170
	B4/2 _{mittel}	0,861	0,700	0,161
	B4/3	0,332	0,286	0,046
Bohrung 5a	B5a/1	3,090	2,467	0,623
	B5a/2.1	0,732	0,505	0,227
	B5a/2.2	0,722	0,514	0,208
	B5a/2 _{mittel}	0,727	0,510	0,217
	B5a/3	0,315	0,261	0,054
	B5a/4	0,211	0,201	0,010
Bohrung 7	B7/1	3,510	2,544	0,966
	B7/2	1,840	1,379	0,461
	B7/3.1	0,793	0,575	0,218
	B7/3.2	0,801	0,568	0,233
	B7/3 _{mittel}	0,797	0,572	0,225
	B7/4	0,147	nn	nb
	B7/5	0,244	0,213	0,031
	B7/6	0,272	0,225	0,047
Bohrung 8	B8/1	2,630	2,394	0,236
	B8/2a	0,706	0,592	0,114
	B8/2b	0,217	0,164	0,053
	B8/3	0,200	0,164	0,036

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs wurde bestimmt, um Aufschlüsse über die Zusammensetzung des Gesamtkohlenstoffs zu bekommen. So ist z.B. bei höheren Anteilen an anorganischem Kohlenstoff bei einigen Analysen eine Vorbehandlung zur Carbonatentfernung nötig. Allerdings sind die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff in allen Horizonten so gering, dass eine solche Vorbehandlung bei den verschiedenen Analysen nicht notwendig war. Die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff betragen im Oberboden 0,2 bis 1,0 Massen-% und nehmen mit der Tiefe tendenziell auf 0,04 bis 0,01 Massen-% ab (Tab. 13).

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs ist im Oberboden jeweils am höchsten. In den Oberbodenhorizonten der vier Bohrungen beträgt der Gehalt zwischen 2,4 und 2,8 Massen-%. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff nehmen wieder mit der Tiefe in allen Bohrungen tendenziell auf etwa 0,2 Massen-% ab. In Bohrung 7 ist ab einer Tiefe von 1,12 m ein sehr geringer Anstieg zu verzeichnen. Alle Werte sind in Tab. 13 zusammengefasst.

Die höchsten Gesamtkohlenstoffgehalte weisen die Oberbodenhorizonte auf. Eine Bindung von Schwermetallen an die organische Substanz ist in diesem Bodenhorizont wahrscheinlich. In den unteren Horizonten ist diese Art der Festlegung von Schwermetallen nicht zu erwarten.

6.1.4.3 Stickstoff (N)

Stickstoff liegt zu über 95% in organischen Bindungen vor. N-Gehalte im Ap-Horizont von Mineralböden betragen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) 0,1 bis 0,2 Massen-%. Bei Grünland, Wald- und Niedermoorböden liegen die N-Gehalte höher.

Die an den Bodenproben ermittelten N-Gehalte liegen zwischen 0,06 bis 0,4 Massen-% und nehmen tendenziell mit der Tiefe hin ab. Die N-Konzentration der Bohrung B5a steigt ab einer Teufe von 1,26 m geringfügig an. Auch bei Bohrung B7 steigt der Gehalt an Stickstoff ab einer Teufe von 1,12 m von 0,06 auf 0,2 Massen-% an. Beide Werte sind nur geringfügig höher.

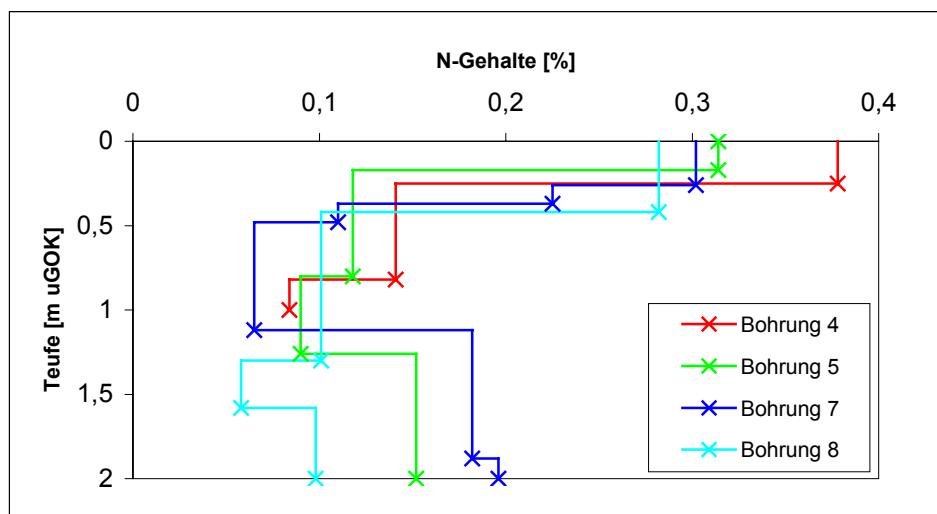


Abb. 16: Vertikale Verteilung der N-Gehalte.

Bei Stauwasserböden erfolgt die Ammonifikation rascher als die Nitrifikation (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Es ist also wahrscheinlich, dass in den Bodenproben mehr Ammonium als Nitrat vorhanden ist. Allerdings wurde dies im Rahmen dieser Arbeit nicht analysiert. Ammonium kann z.B. an Tonminerale fixiert werden. Nitrat ist leicht löslich und somit leicht austauschbar. Durch Auswaschung kann Stickstoff überwiegend als Nitrat aber auch als Ammonium ins Grundwasser gelangen.

Aus den ermittelten Ergebnissen wurde das C/N-Verhältnis bestimmt. Die Ergebnisse sind in Anlage VI zusammengestellt. Die C/N-Verhältnisse des Oberbodens liegen zwischen 9 bis 12. Nach der Tiefe nimmt das Verhältnis bis auf 1:1 ab. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) beträgt das C/N-Verhältnis im Ap-Horizont ertragreicher Böden 10 bis 12. Je enger dieses Verhältnis ist, desto schneller erfolgt die Zersetzung.

6.1.4.4 Schwefel (S)

Schwefel liegt im Boden in unterschiedlichen Bindungsformen vor. Unter oxidierenden Bedingungen findet man vor allem Sulfate, unter reduzierenden Bedingungen Sulfide oder elementaren Schwefel. Im Oberboden liegt Schwefel zu 60 bis 98 % in organischer Bindungsformen vor. In den Unterböden herrschen mineralische Bindungsformen vor. Schwefel gelangt durch die Verwitterung von Gesteinen, die Mineralisierung organischen Materials und durch den Luftpfad in den Boden. Eine Schwefelanreicherung in Form von Eisensulfiden kann unter reduzierenden Bedingungen stattfinden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), allerdings nur, wenn dem Boden mit dem Überflutungswasser Sulfate zugeführt werden. Dabei erfolgt unter anderem eine mikrobielle Reduktion von Fe(III)-Oxiden zu Fe^{2+} -Ionen und eine Bildung von H_2S durch Reduktion von Sulfaten oder durch den Abbau schwefelreicher organischer Substanz. Die Gehalte an Schwefel in Böden liegen im humiden Klimabereich im Mittel 0,1 bis 0,5 g/kg (0,01 bis 0,05 Massen-%); (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Allerdings treten in einigen Bodenarten höhere Werte auf.

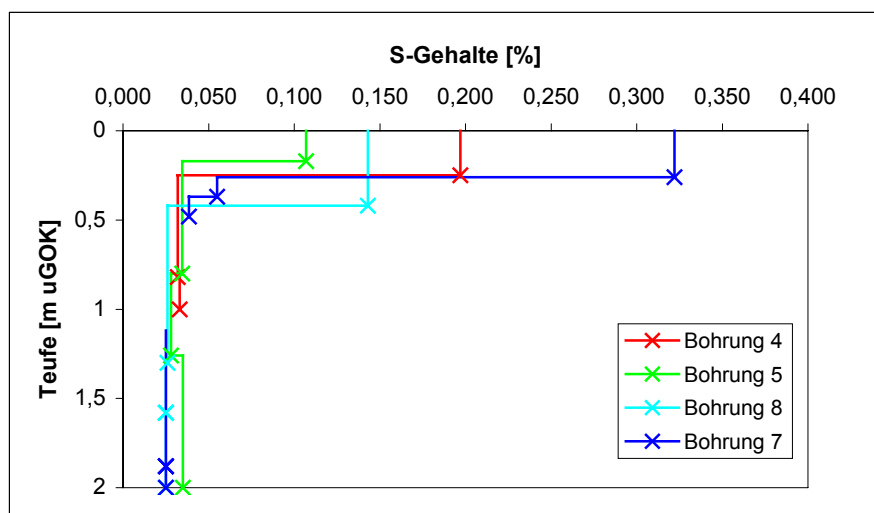


Abb. 17: Vertikale Verteilung der S-Gehalte.

Die Gehalte der Bodenproben liegen im Oberboden zwischen 0,1 und 0,3 Massen-% und sind demzufolge erhöht. Bei der Bodenansprache wurde im obersten Horizont ein starker Faulgeruch festgestellt, der auf bei der anaeroben Schwefel-Mineralisation durch Bakterien entstehendes H_2S hinweist. Eine weitere Ursache für die erhöhten S-Konzentration im Boden stellen vorhandene Sulfide dar, wie auch WOLKERSDORFER & YOUNGER (2002) beschreiben.

6.1.5 Korngrößenanalyse

6.1.5.1 Einleitung

„Die Korngrößenverteilung gibt einen groben Hinweis auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Böden.“ (ROWELL, 1997)

Darüber hinaus sind die Körnigkeit und die durch die Lagerung dieser Körner gegebene Porosität wichtige Eigenschaften des Bodens. Die Körnung hat Einfluss auf Wechselwirkungen zwischen der festen, flüssigen und gasförmigen Phase sowie jegliche Transporte und Verlagerungen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Auch das Bodenleben wird durch die Körnung beeinflusst, wobei die Tonfraktion von großer Bedeutung ist. Tonminerale zeichnen sich durch eine hohe Reaktionsfähigkeit aus. Sie besitzen eine große Oberfläche und sind somit in der Lage, Ionen, Moleküle und Schwermetalle zu adsorbieren. Tonböden sind somit nährstoffreich und in der Regel schwer wasserdurchlässig. Von allen Horizonten wurde die Korngrößenanalyse sowohl vom Grobboden als auch vom Feinboden durchgeführt.

6.1.5.2 Grobboden

Der Grobboden wird auch als Bodenskelett bezeichnet. Zum Grobboden gehören alle Fraktionen >2mm.

Tab. 14: Korngrößenverteilung des Grobbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.

Bohrpunkt	Horizont	Teufe	fG	mG	gG
Bohrung 4	B4/1	0,06-0,25	0,0	0,0	0,0
	B4/2	0,25-0,82	0,0	0,0	0,0
	B4/3	0,82-1,00	0,9	2,5	1,8
Bohrung 5a	B5a/1	0,05-0,17	0,0	0,0	0,0
	B5a/2	0,17-0,80	0,4	0,0	0,0
	B5a/3	0,80-1,26	4,6	3,1	4,3
	B5a/4	1,26-2,00	11,9	19,5	1,7
Bohrung 7	B7/1	0,12-0,26	0,0	0,0	0,0
	B7/2	0,26-0,37	0,7	1,3	0,0
	B7/3	0,37-0,48	7,0	9,5	29,5
	B7/4	0,48-1,12	4,9	4,1	1,1
	B7/5	1,12-1,88	13,6	25,9	11,2
	B7/6	1,88-2,00	18,4	31,0	6,3
Bohrung 8	B8/1	0,00-0,42	0,0	0,0	0,0
	B8/2a	0,42-1,30	0,7	0,3	0,0
	B8/2b	1,30-1,58	5,1	6,6	1,5
	B8/3	1,58-2,00	13,8	31,2	16,5

Bei allen vier Bohrungen befindet sich im obersten Horizont kein Grobboden. Zum Liegenden hin nimmt der Grobbodengehalt erwartungsgemäß tendenziell zu (Tab. 14).

An Bohrung B7 fällt auf, dass Probe B7/3 bzw. B7/5 einen höheren Grobbodenanteil aufweist als die darunter folgenden Probe B7/4 bzw. Probe B7/6. Diese Horizonte sind die in Kapitel 6.1.1 beschriebenen „Schuttfahren“.

6.1.5.3 Feinboden

Zum Feinboden gehören alle Fraktionen, die <2 mm sind. Die Ergebnisse sind in Tab. 15 ersichtlich. Des weiteren wurden Grafiken aller Bohrungen angefertigt, welche die Kornverteilung der Gesamtprobe zeigen (Anlage VII).

Tab. 15: Korngrößenverteilung des Feinbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.

Bohrpunkt	Horizont	Teufe	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS
Bohrung 4	4/1	0,06-0,25	71,1	4,9	8,8	6,9	3,3	1,7	0,7
	4/2	0,25-0,82	70,5	6,9	7,7	7,4	4,9	1,2	0,2
	4/3	0,82-1,00	20,7	15,5	23,1	29,9	3,7	2,2	2,8
Bohrung 5a	5a/1	0,05-0,17	58,3	5,4	4,6	6,4	5,6	11,2	5,3
	5a/2	0,17-0,80	65,2	2,4	7,1	9,5	5,2	5,0	2,1
	5a/3	0,80-1,26	25,6	10,5	17,6	23,7	5,8	6,3	8,6
	5a/4	1,26-2,00	24,4	11,1	15,7	9,7	10,0	11,9	13,6
Bohrung 7	7/1	0,12-0,26	34,2	21,6	19,9	14,6	2,5	1,4	0,9
	7/2	0,26-0,37	52,7	5,5	10,2	13,2	5,2	7,3	4,3
	7/3	0,37-0,48	22,0	7,2	14,1	21,2	5,6	10,4	20,2
	7/4	0,48-1,12	19,8	9,3	20,5	32,7	5,2	6,0	6,2
	7/5	1,12-1,88	18,3	6,3	8,2	8,6	11,9	18,4	26,8
	7/6	1,88-2,00	13,9	3,2	4,7	6,6	13,1	24,3	32,5
Bohrung 8	8/1	0,00-0,42	69,7	8,5	7,1	8,2	1,7	1,1	0,7
	8/2a	0,42-1,30	57,9	6,8	13,3	14,6	1,8	1,5	0,9
	8/2b	1,30-1,58	19,7	7,5	17,0	34,0	5,3	6,6	7,1
	8/3	1,58-2,00	18,3	7,5	10,6	13,7	14,8	14,8	21,1

An den ermittelten Zahlenwerten ist erkennbar, dass in den beiden obersten Horizonten aller vier Bohrungen die Ton- und Schluffgehalte sehr hoch sind, wobei die Tongehalte in etwa dreimal so hoch sind wie die Schluffgehalte. Eine Ausnahme bildet der oberste Horizont der Bohrung B7 (B7/1). Hier überwiegt der Schluffgehalt. Bei Bohrung B5a und B7 ist erkennbar, dass der oberste Horizont einen etwas geringeren Tongehalt als der darunter folgende aufweist. Dies ist ein typisches Merkmal eines Stagnogley. Zur Tiefe nimmt der Tongehalt weiter ab und der Schluffgehalt zu. Hier ist ein durch die hohen Schluffgehalte belegbarer Lößeinfluss erkennbar. In dem untersten Horizont der Bohrung B5a und B8 bzw. den beiden

untersten Horizonten der Bohrung B7 ist eine Zunahme der Sand- und Kiesfraktion sichtbar. Es wurden auch gerundete vereinzelte kiesige Lagen festgestellt, die auf das Vorkommen periglazialer Lagen hinweisen. In den unteren Horizonten ist ebenfalls zersetztes Material des im Gebiet anstehenden Tonschiefers vorhanden.

Anhand der Feinboden-Gehalte lässt sich für jeden Bodenhorizonte der einzelnen Bohrungen die Bodenart nach dem Bodendiagramm der AG BODEN (1994) ermitteln. Tab. 16 zeigt die ermittelten Bodenarten.

Tab. 16: Ermittelte Bodenarten des Feinbodens.

Bohrpunkt	Horizont	Bodenart	Kürzel
Bohrung 4	B4/1	Ton	Tt
	B4/2	Ton	Tt
	B4/3	stark toniger Schluff	Ut4
Bohrung 5a	B5a/1	lehmiger Ton	Tl
	B5a/2	Ton	Tt
	B5a/3	schluffiger Lehm	Lu
	B5a/4	mittel sandiger Lehm	Ls3
Bohrung 7	B7/1	mittel schluffiger Ton	Tu3
	B7/2	lehmiger Ton	Tl
	B7/3	schwach sandiger Lehm	Ls2
	B7/4	schluffiger Lehm	Lu
	B7/5	stark sandiger Lehm	Ls4
	B7/6	stark lehmiger Sand	Sl4
Bohrung 8	B8/1	Ton	Tt
	B8/2a	schwach schluffiger Ton	Tu2
	B8/2b	schluffiger Lehm	Lu
	B8/3	mittel sandiger Lehm	Ls3

Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass von der Korngröße nicht direkt auf den Mineralbestand geschlossen werden kann. So kann Quarz z.B. auch in der Fraktion $<2\mu\text{m}$ enthalten sein. Die Horizonte B4/1, B4/2, B5a/2 und B8/1 werden nach AG BODEN (1994) anhand ihrer Kornverteilungskurven als reiner Ton angesprochen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass diese Horizonte zwar aufgrund der Korngröße als reiner Ton bezeichnet werden, allerdings der Mineralbestand ein anderer ist (Kapitel 6.1.2).

6.1.5.4 Ungleichförmigkeit der Proben

Eine Berechnung des Ungleichförmigkeitsgrades (d_{60}/d_{10}) wurde durchgeführt. Die ermittelten Werte sind soweit bestimmbar in Tab. 17 ersichtlich.

Tab. 17: Ungleichförmigkeitsgrad. d_{10} und d_{60} in μm , $U=[d_{60}/d_{10}]$, n.b.=Bestimmung nicht möglich.

Bohrpunkt	Horizont	d_{10}	d_{60}	U
Bohrung 4	B4/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B4/2	n.b.	n.b.	n.b.
	B4/3	n.b.	8,5	n.b.
Bohrung 5a	B5a/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B5a/2	n.b.	0,9	n.b.
	B5a/3	n.b.	13	n.b.
	B5a/4	n.b.	370	n.b.
Bohrung 7	B7/1	n.b.	2,5	n.b.
	B7/2	n.b.	3	n.b.
	B7/3	0,63	1600	2540
	B7/4	n.b.	11	n.b.
	B7/5	1	1800	1800
	B7/6	6,3	1900	302
Bohrung 8	B8/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B8/2a	n.b.	1	n.b.
	B8/2b	n.b.	15	n.b.
	B8/3	2	2700	1350

Mit Hilfe der Korngrößenanalyse und des Ungleichförmigkeitsgrades lassen sich Aussagen zum Porenvolumen treffen. Im allgemeinen nimmt das Porenvolumen mit abnehmender Korngröße zu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Böden mit einem hohen Ungleichförmigkeitsgrad weisen ein geringeres Porenvolumen auf. Böden, die ein geringes Porenvolumen besitzen, weisen eine geringe Wasserdurchlässigkeit auf. Da die untersuchten Bodenproben zum größten Teil eine hohe Ungleichförmigkeit aufweisen, ist ihr Porenvolumen gering und demzufolge die Durchlässigkeit der Proben mittel bis schwach. Die oberen beiden Horizonte aller Bohrungen besitzen einen sehr hohen Tongehalt und somit geringe Wasserleitfähigkeit. Der Tongehalt kann Einfluss auf die Mobilität der Schwermetalle ausüben, da diese durch die Tonminerale adsorptiv gebunden werden. Dies würde bedeuten, dass Bereiche mit hohem Tongehalt höhere Schwermetallgehalte aufweisen.

6.1.6 Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)

Der Durchlässigkeitsbeiwert oder auch die Wasserleitfähigkeit gibt Aufschluss über die Permeabilität eines Bodens, Locker- oder Festgesteins. Durch den k_f -Wert kann man unter anderem Aussagen über die Verweilzeit des Sickerwassers geben. Das Wasser im Boden ist wichtig für den Transport von Ionen, Molekülen und gelösten Stoffen. Daher spielt die Wasserleitfähigkeit eine wichtige Rolle für die Elementmigration. Durch die Verweilzeit des Wassers im Boden wird die Reaktionsdauer bestimmt. Je schneller das Wasser den Boden passiert,

desto kürzer ist die Reaktionszeit. Infolge dessen kann nur ein geringer Teil löslicher Verbindungen ausgewaschen und fortgeführt werden. Die Durchlässigkeiten werden nach DIN 18130, Teil 1 in folgende Bereiche unterteilt:

Tab. 18: Durchlässigkeitsbeiwert (aus DIN 18130, Teil 1); K in m/s.

K	Bereich
unter 10^{-8}	sehr schwach durchlässig
10^{-8} bis 10^{-6}	schwach durchlässig
über 10^{-6} bis 10^{-4}	durchlässig
über 10^{-4} bis 10^{-2}	stark durchlässig
über 10^{-2}	sehr stark durchlässig

An zwei Proben des obersten Horizontes der Bohrung B5b (Kapitel 5.1.1) wurde der k_f -Wert laborativ bestimmt. Dazu wurden beide Proben in Triaxialzellen eingebaut und durchströmt. Es ist anzumerken, dass beide Proben vor Einbau in die Triaxialzelle nicht wassergesättigt wurden. Die Messungen erfolgten in der Regel täglich. In Anlage IX sind die Messwerte in Tabellen sowie die Durchflussmenge beider Proben gegenüber der Zeit in einem Diagramm (Anlage X) dargestellt.

Obwohl die Proben aus dem selben Horizont stammen, zeigten sie ein unterschiedliches Verhalten. Eine Messung kann erfolgen, wenn die zu- und abfließende Wassermenge in der Zeiteinheit gleich ist. Bei Probe 5b/1.1 stellte sich dieses Gleichgewicht nach einem Tag ein. Die Durchflussmenge dieser Probe nahm während des Versuches tendenziell ab. Einzelne Werte weisen eine niedrigere Durchflussmenge auf. Es ist nicht auszuschließen, dass durch die Quellung von Tonmineralen die ausfließende Wassermenge im Gegensatz zur einfließenden geringer war. Es wurde beobachtet, dass nach längerer Versuchsdauer kleinere Mineralpartikel ausgetragen wurden. Dies könnte eine Erhöhung der Durchflussmenge zur Folge haben, was allerdings nicht der Fall war.

Bei Probe 5/1.2 stellte sich während der Versuchsdauer ein solches Gleichgewicht nicht ein. Die zufließende Wassermenge war während der Messung immer höher als die abfließende Wassermenge. Eine Ursache könnte auch hier das Quellen von Tonmineralen sein. Möglicherweise kann durch eine Undichtheit der Apparatur ein Druckabfall entstehen und so eine geringere Wasserausflussmenge zur Folge haben. Ein größerer Druckabfall wurde allerdings nur nach längeren Standzeiten (>1 Tag) festgestellt. Bei täglicher Messung wurde ein Druckabfall von 0,001 bis 0,004 bar ermittelt. Die ausfließende Menge über die Zeit gesehen war relativ konstant. Die Durchflussmenge beträgt 0,0017 bis 0,0020 ml/min. Aus Anlage XI sind aber auch Werte mit einer geringeren Durchflussmenge ersichtlich. Nach Vergleich mit den Wertetabellen (Anlage IX) wurde festgestellt, dass diese Messwerte weder aufgrund eines erhöhten Druckabfalls noch durch eine längere Messdauer verursacht wurden. Der Druckabfall beträgt hier etwa 0,002 bis 0,003 bar, die Messdauer ca. einen Tag.

Die Proben wurden nach dem Versuch ausgebaut und auf mögliche Inhomogenitäten untersucht. Dabei fiel auf, dass in beiden Proben vereinzelt größere Körner enthalten waren.

Da die Probe 5b/1.2 ein unstetes Verhalten aufweist, wurde die REYNOLDS-Zahl berechnet, um auszuschließen, dass Turbulenzen dieses Verhalten verursacht haben.

$$R_e = \frac{10}{n^{2,3}} * \frac{k_f * i * \sqrt{k_f}}{\nu} \quad (3)$$

n ...Porosität

ν ...kinematische Viskosität (bei 10°C: $1,31 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$)

k_f ...Durchlässigkeit [m/s]

i ...Gefälle

(MATTHESS, 1983)

Für die Berechnung der REYNOLDS-Zahl wurden für beide Proben die errechneten mittleren k_f -Werte verwendet (Tab. 20). Setzt man in die oben aufgeführte Gleichung (3) für $n=0,35$, für $k_f=2 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ und $i=30$, so erhält man für Probe B5b/1.2 $R_e=0,007$. Die REYNOLDS-Zahl für die Probe B5b/1.1 ($n=0,36$, für $k_f=3,7 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ und $i=30$) beträgt $R_e=1,71 \cdot 10^{-5}$. Die obere Grenze für laminares Strömen liegt bei $R_e=6$ (HÖLTING, 1996). Aufgrund der oben berechneten Werte kann für beide Proben eine laminare Strömung angenommen werden.

Die Probenparameter (Feuchtmasse, Trockenmasse, Einbaudichte, Trockendichte, Lagerungsdichte, Porosität sowie Wassergehalt vor dem Versuch) sind in Anlage VIII nachzulesen. Für die Lagerungsdichte wurde als Durchschnittswert die Dichte von Quarz= $2,65 \text{ g/cm}^3$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) benutzt. Die für die k_f -Wert-Berechnung verwendeten Werte sind in der Tabelle in Anlage IX fett gedruckt. Es wurden die Messwerte ausgewählt, bei denen kein oder nur geringer Druckabfall zu verzeichnen war. Die k_f -Werte für die jeweiligen Proben wurde mit folgender Formel errechnet.

$$k_f = \frac{Q * l}{A * h * t} \quad (4)$$

Q ...Durchfluss [m^3]

l ...Länge der Bodenprobe [m]

A ...Fläche der Bodenprobe [m^2]

h ...Druckhöhe [m]

t ...Zeit [s]

Da der k_f -Wert von der Temperatur abhängig ist, wurden die im Versuch ermittelten Werte auf eine Vergleichstemperatur von 10 °C umgerechnet (Anlage XI).

Nach POISEUILLE ist

$$k_{10} = \alpha * k_t \quad (5)$$

α ...Korrekturbeiwert

k_t ...ermittelter Durchlässigkeitsbeiwert bei Temperatur T [m/s]

(DIN 18130, Teil 1, 1998). Der Korrekturwert α wurde der DIN 18130, Teil 1 (1998) entnommen. Aus den ermittelten k_f -Werten bei Vergleichstemperatur ergibt sich für Probe 5/1.1 ein mittlerer k_f -Wert von $3,7 \cdot 10^{-10}$ m/s, für Probe 5/1.2 ein mittlerer k_f -Wert von $2 \cdot 10^{-8}$ m/s. Aus Tab. 18 ergibt sich, dass Probe 5/1.1 sehr schwach durchlässig und Probe 5/1.2 schwach durchlässig ist.

Da der k_f -Wert von der Korngröße und der damit zusammenhängenden Porengröße, -verteilung und -anzahl abhängig ist, besteht die Möglichkeit, die Durchlässigkeit eines Bodens mit Hilfe der Korngrößenverteilung zu bestimmen.

Daher wurde für alle Bodenproben aus der Bodenart nach AG BODEN (1998) der k_f -Wert abgeleitet. Dabei wurde für alle Proben das Gesamtmittel gewählt, da Lagerungsdichte und Rohdichte nicht bekannt sind. Außerdem wurde mit Hilfe der Abb. 18 die Durchlässigkeit geschätzt.

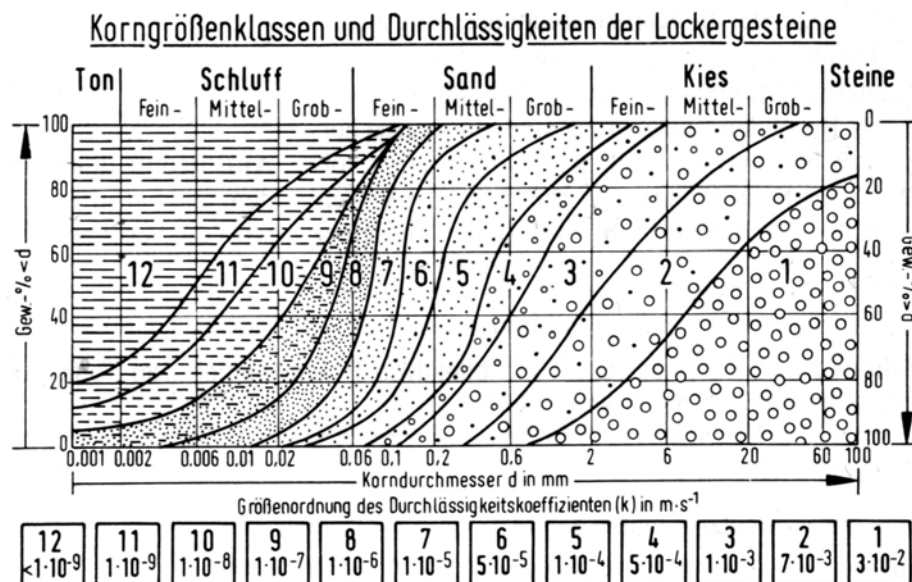


Abb. 18: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Korngrößenverteilung nach KRAPP (aus PRINZ, 1997).

Eine Berechnung nach HAZEN, BEYER und ZIESCHANG (aus LANGGUTH & VOIGT, 1980) war nicht möglich, da alle Proben außerhalb des für diese Verfahren zulässigen Gültigkeitsberei-

ches liegen. Eine Berechnung nach KAUBISCH (1986) konnte an drei Proben durchgeführt werden.

$$k_f = 10^{0,0005p^2 - 0,12p - 3,59} \quad (6)$$

k_f ...Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

p ...Pelitgehalt [%]

Diese Formel kommt zur Anwendung, wenn der Pelitgehalt (Ton und Schluff) 10-60 % beträgt und die Proben eine hohe Ungleichförmigkeit aufweisen. Beide Bedingungen werden, wie in Tab. 19 ersichtlich, von den Proben 7/5, 7/6 und 8/3 erfüllt.

Tab. 19: Ton-, Schluff- Gehalte und sich daraus ergebende Pelitgehalte (Σ U+T) in Masse-%. Fett gedruckt sind die Werte, die alle von KAUBISCH vorgegebenen Bedingungen erfüllen.

Bohrpunkt	Horizont	U	T	Pelitgehalt
Bohrung 4	4/1	20,6	71,1	91,7
	4/2	22,0	70,5	92,5
	4/3	68,6	20,7	89,3
Bohrung 5a	5a/1	16,5	58,3	74,8
	5a/2	19,0	65,2	84,2
	5a/3	51,8	25,6	77,4
	5a/4	36,5	24,4	60,9
Bohrung 7	7/1	56,1	34,2	90,3
	7/2	29,0	52,7	81,6
	7/3	42,5	22,0	64,5
	7/4	62,5	19,8	82,3
	7/5	23,2	18,3	41,5
	7/6	14,6	13,9	28,5
Bohrung 8	8/1	23,8	69,7	93,5
	8/2a	34,6	57,9	92,6
	8/2b	58,4	19,7	78,1
	8/3	31,8	18,3	50,1

Alle Ergebnisse sind in Tab. 20 dargestellt. Die Durchlässigkeitsbeiwerte aus AG BODEN (1994) sind etwas höher als die aus der Grafik abgelesenen. Eine mögliche Ursache hierfür könnte die Verwendung des Gesamtmittels unabhängig von Roh- und Lagerungsdichte sein. Die durch die KAUBISCH-Formel ermittelten Werte sind mit den grafisch ermittelten gleich.

Tab. 20: Aus der Körngrößenverteilung und experimentell ermittelte k_f -Werte in m/s.

Bohrpunkt	Horizont	AG-BODEN	nach KRAPP (1983)	KAUBISCH (1986)	experimentell
Bohrung 4	B4/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B4/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B4/3	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
Bohrung 5a	B5a/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/3	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/4	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-9}$		
Bohrung 5b	B5b/1.1				$3,7 \cdot 10^{-10}$
	B5b/1.2				$2,0 \cdot 10^{-8}$
Bohrung 7	B7/1	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/3	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/4	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/5	$8,1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$	
	B7/6	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	
Bohrung 8	B8/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/2a	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/2b	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/3	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-9}$	$4,5 \cdot 10^{-9}$	

Nach DIN 18130, Teil 1 (Tab. 18) ergeben sich für die einzelnen Bodenproben folgende Durchlässigkeiten. Die nach AG BODEN (1998) ermittelten Werte liegen alle im Bereich schwach durchlässig. Nach KRAPP (aus PRINZ, 1997) sind die Bodenproben sehr schwach durchlässig bis schwach durchlässig. Die beiden obersten Horizonte aller vier Bohrungen weisen die geringsten Durchlässigkeiten auf. Durch diese Schichten kommt es zu Staunäse-bildungen und somit zur Entstehung des Feuchtgebietes. Die darunter folgenden Horizonte weisen aber immer noch schwache Durchlässigkeit auf. Das Wasser bewegt sich somit in allen Horizonten sehr langsam. Es ist anzunehmen, dass die in den unteren Horizonten befindlichen sandigen Einlagerungen erhöhte Durchlässigkeiten haben. Das Wasser kann nur sehr langsam in den untersuchten Boden sickern, weshalb die Verweildauer des Sickerwasser im Boden sehr hoch ist. Demzufolge kommt es zu langen Reaktionszeiten zwischen Wasser und Boden.

6.1.7 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen

Schwermetallbelastungen können zum einen geogenen zum anderen anthropogenen Ursprungs sein. Schwermetalle weisen eine hohe Persistenz im Boden auf und können eine hohe

Mobilität besitzen. Diese Mobilität ist vor allem vom pH-Wert des Bodens abhängig. Durch erhöhte Schwermetallgehalte können mikrobielle, pedogene Prozesse gehemmt werden. Außerdem wirken Schwermetalle bei Überschreitung bestimmter Grenzwerte toxisch auf Pflanzen, Tiere und Menschen und stellen dann eine Gefahrenquelle für die Umwelt dar.

In Tab. 21 werden häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte angegeben. Häufig auftretende Metallgehalte und Extremwerte wurden von HINTERMAIER-ERHARD (1997), der DVWK 117 (1998) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) übernommen. Die Grenzwerte wurden der LAGA-LISTE (1994) entnommen. Um Zusammenhänge zwischen den einzelnen Elementen zu erkennen, wurde eine Korrelationsanalyse mit Hilfe der Rangkorrelation nach SPEARMAN, da die Elemente keine Normalverteilung aufweisen. Verwendet wurde dazu das Programm SPSS für Windows (Version 11.0.). Die Korrelationsmatrix befindet sich in Anlage XV.

Tab. 21: Häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte von Böden. Mengenangaben in mg/kg; Ø: Durchschnitt.

Element	Häufig auftretende Metallgehalte in Böden	Höchstwerte in Böden	Grenzwerte nach LAGA (1994)			
			Z 0	Z 1.1	Z 1.2	Z 2
Cd	0,1...0,5 (Ø0,3)	50...200	0,6	1	3	10
As	2...20 (Ø<10)	<8000	20	30	50	150
Cr	5...100 (Ø<100)	3000	50	100	200	600
Zn	10...300 (Ø≈50)	<20000	120	300	500	1500
Co	1...40 (Ø10)	800				
Mn	20...1000	bis 7000				
Pb	2...60 (Ø≈20)	<4000	100	200	300	1000
Ni	2...50	100...5000	40	100	200	600
Al	5000...10 ⁵					
Cu	1...40 (Ø≤10)	>1000	40	100	200	600
Ag	<0,01...5					
Fe	2000...500000					

Aluminium (Al)

Aluminium ist ein in der Natur weit verbreitetes Element. Es ist unter anderem Gitterbaustein vieler Silicate und Tonminerale. Bei der Verwitterung dieser Minerale werden Al-Ionen freigesetzt. Außerdem kommt es bei pH-Werten <5 zur Auflösung von Al-Oxiden und somit zur Freisetzung von Al³⁺-Ionen. Al-Ionen können durch Huminstoffe komplexiert werden. In Tonmineralen erfolgt der Einbau von Al-Ionen und die Adsorption dieser an der Tonmineraloberfläche. Dadurch werden an den Tonmineralen gebundene Nährstoff-Kationen ausge-

tauscht und ausgewaschen. Für Al-Ionen werden in der DVWK 212 (1988) Normalwerte von 5.000 bis 100.000 mg/kg angegeben. Die Al-Gehalte der Bodenproben liegen im Bereich von 20.200 bis 78.000 mg/kg und entsprechen somit den Normalgehalten.

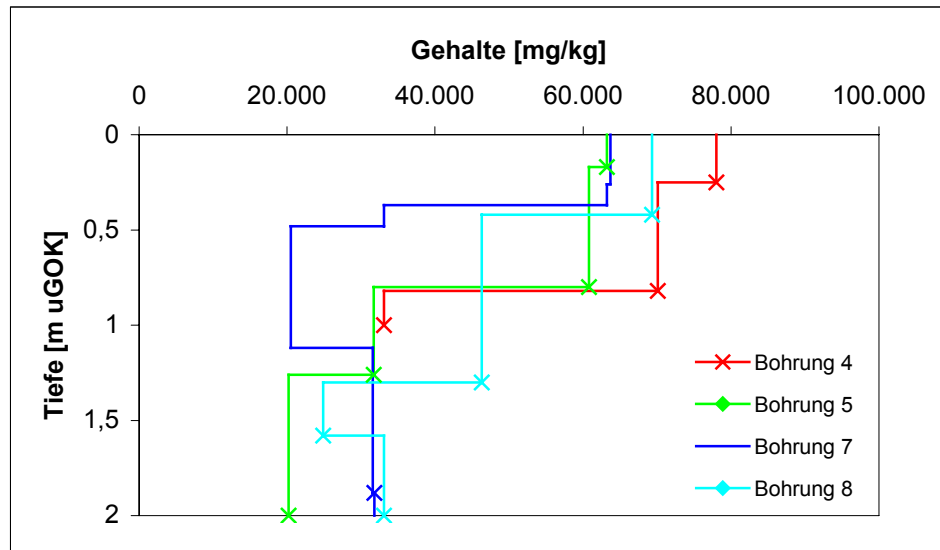


Abb. 19: Säurelöslicher Anteil an Al in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Bei Bohrung B4 und B5a nehmen die Al-Gehalte mit der Tiefe hin deutlich ab. Bohrung B7 weist trotz konstantem pH-Werten bis in eine Tiefe von 1,12 m abnehmende und darunter wieder ansteigende Al-Gehalte auf. Eine Ursache für die erhöhten Al-Gehalte kann die Verwitterung des Tonschiefers und die damit verbundene Freisetzung von Al-Ionen sein. Bohrung B8 zeigt bis in eine Tiefe von 1,58 m abnehmende Al-Gehalte. Danach ist wieder ein Anstieg zu verzeichnen. Der pH-Wert dieser Probe nimmt zur Tiefe hin ab. Eine eindeutige Beziehung zwischen pH-Wert und dem Al-Gehalt ist jedoch nicht ersichtlich.

Arsen (As)

Arsen ist ein in zahlreichen silikatischen Mineralen vorkommender natürlicher Bestandteil. In der DVWK 117 (1998) werden für Tone und Schiefer mittlere As-Gehalte von 14,4 mg/kg angegeben. Höchstwerte für natürliche Tone und Schiefer liegen bei 490 mg/kg. Die As-Gehalte natürlicher Böden sind höher als die der zugehörigen Ausgangsgesteine (DVWK 117, 1998). Arsen ist unter reduzierenden Bedingungen besser löslich und mobiler als unter oxidierenden Bedingungen (DVWK 117, 1998). Eine Sorption von Arsen erfolgt vor allem an Sesquioxide (HINTERMAIER-ERHARD, 1997), Anreicherung von Arsen vor allem in den oberen Lagen. Die As-Gehalte in Böden betragen 2 bis 20 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

Anhand der Abb. 20 wird deutlich, dass die As-Gehalte der Bohrungen B4, B5a und B8 mit der Tiefe hin abnehmen. Bohrung B7 verhält sich anders. Probe B7/1 weist einen As-Gehalt von 129 mg/kg auf. In der darunter folgenden Probe B7/2 steigt der As-Wert auf 225 mg/kg.

Danach nimmt der As-Gehalt mit der Tiefe hin ab. In einer Tiefe von 1,12 m steigt der Wert noch einmal geringfügig an (von 43 mg/kg auf 52 mg/kg). Danach sinkt der As-Gehalt wieder.

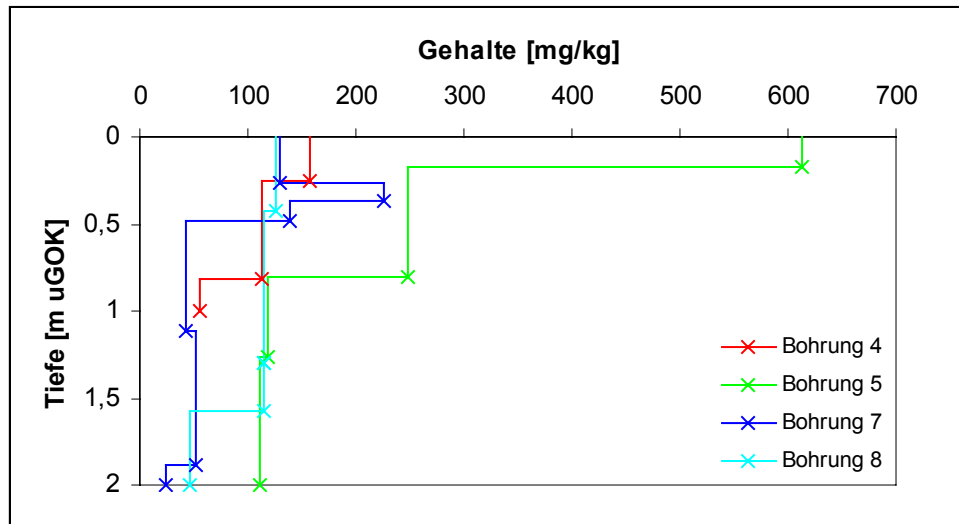


Abb. 20: Säurelöslicher Anteil an As in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterseiten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die As-Gehalte in den untersuchten Bodenproben sind um ein Vielfaches höher als die üblichen Normalgehalte. Den Höchstwert weist die Probe 5/1 mit 613 mg/kg auf. Alle anderen Werte liegen mit 250 bis 24 mg/kg weit darunter. Da Tone und Schiefer bis zu 490 mg/kg Arsen enthalten können und die As-Gehalte der Böden höher liegen als die der Ausgangsgesteine, kann man die Werte als leicht erhöht einstufen. Eine anthropogene Beeinflussung des Bodens ist nicht auszuschließen, da erhöhte As-Konzentrationen im Boden in Bereichen von Erzaufbereitungsanlagen auftreten können (DVWK 117, 1998). Des weiteren sind die erhöhten As-Gehalte ein Indiz auf die bereits in Kapitel 6.1.4.4. erwähnten Sulfide.

Blei (Pb)

Blei ist ein in Böden sehr immobiles Schwermetall, dessen Löslichkeit durch den pH-Wert, den Gesamtgehalt an Blei, den Stoffbestand der Böden und die Redoxbedingungen bestimmt wird. Während die Pb-Löslichkeit zwischen pH-Wert von 4 bis 7 sehr gering ist, setzt unterhalb pH 4 die Mobilität und die daraus folgende Verfügbarkeit von Blei ein. Allerdings kann das Löslichkeitsverhalten von Blei bei pH-Werten <6 dahingegen beeinflusst werden, dass lösliche organische Chelatbildner eine Mobilisierung bewirken können. Im mäßig sauren Bereich wird Blei leicht adsorbiert und somit festgelegt, wobei eine Pb-Fixierung vor allem an Huminstoffe unter Bildung unlöslicher metallorganischer Komplexe erfolgt. Dies führt dazu, dass organikreiche Oberbodenhorizonte erhöhte Pb-Gehalte aufweisen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) stellten fest, dass Böden mit hohen C_{org} -Gehalten eine niedrigere

Pb-Löslichkeit aufweisen und die Auswaschung dabei gegenüber der Anreicherung zurücktritt. Neben der Fixierung an die organische Substanz kann Blei auch an Metall-Oxide gebunden werden, was zur Folge hat, dass bei mäßig sauren bis alkalischen Böden 75 bis 85% des gesamten Pb-Gehaltes in oxidischer Bindung (Fe- und Mn- Konkretionen) vorliegt. Sind Sulfide anwesend, werden Pb-Sulfide gebildet. Da Blei eine geringe Mobilität aufweist, ist die Verlagerung und Auswaschung sehr gering. Die für Böden angegebenen Normalgehalte liegen bei 2 bis 60 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Selten treten Werte von über 100 mg/kg auf.

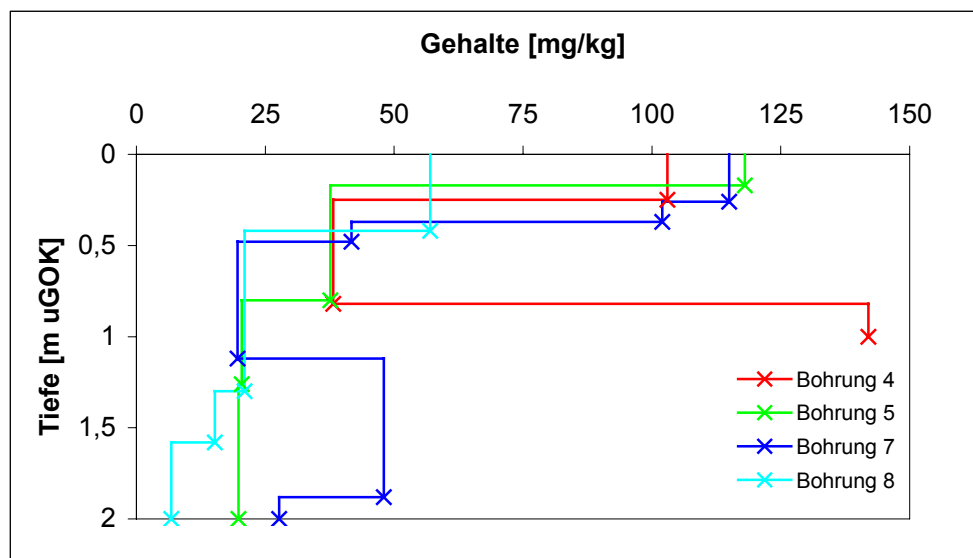


Abb. 21: Säurelöslicher Anteil an Pb in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterseiten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Aus Abb. 21 ist ersichtlich, dass die Bohrungen B4, B5a und B7 im oberen Horizont Werte von 103,0 bis 118,0 mg/kg und somit erhöhte Pb-Gehalte aufweisen. Nur bei Bohrung B8 wurden mit Werten von 57,0 bis 6,8 mg/kg keine erhöhten Pb-Gehalte gemessen. Mit der Tiefe nehmen die Gehalte in Bohrung 5 und 8 ab. Im Gegensatz dazu wurde an Bohrung B4 ein Absinken der Bleigehalte bis in Horizont B4/2 und ein darauf folgender Wiederanstieg in Horizont B4/3 festgestellt, wobei die Pb-Konzentration dieses Horizontes (431,0 mg/kg) höher ist als die des Oberbodenhorizonts B4/1 (103,0 mg/kg). Ein Zusammenhang mit dem pH-Wert ist nicht eindeutig ersichtlich und auch die Korrelationsanalyse ergab keinen statistischen Zusammenhang zwischen den Pb-Gehalten der einzelnen Horizonte mit den Mn- sowie Fe-Gehalten (Anlage XV). Bei Bohrung B7 nimmt der Gehalte an Blei bis zu einer Tiefe von 1,12 m (Horizont B7/4) ab, steigt im Horizont B7/5 an und sinkt im darunter folgenden Horizont wieder ab.

Neben höheren Pb-Gehalten wurden in Horizont B7/5 auch erhöhte Al- und Fe-Gehalte festgestellt, was vermuten lässt, dass ähnlich wie in Bohrung 4 Horizont B4/1 eine erhöhte Bindung von Blei an Metall-Oxide stattfindet. Durch die durchgeführte Korrelationsanalyse

konnte diese Vermutung allerdings nicht bestätigt werden. Des weiteren ist es nicht auszuschließen, dass die erhöhten Pb-Gehalte durch anthropogene Beeinflussung zustande kommen, wobei bemerkt werden muss, dass auch geogen bedingte erhöhte Pb-Gehalte durch Verwitterung des Minerals Bleiglanz, welches innerhalb des im Untersuchungsgebiet befindlichen Biwender Gangsystems ansteht, möglich sind.

Cadmium (Cd)

In Böden hängt der Cd-Gehalt vom Ausgangsgestein ab. Cadmium ist ein mobiles, relativ leicht verlagerbares und verfügbares Schwermetall (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), dessen Löslichkeit stark vom pH-Wert abhängig ist. Bei neutraler bis alkalischer Reaktion ist vor allem spezifisch adsorbiertes Cadmium vorhanden. Sinkt der pH-Wert unter 6,5 ab, so nimmt der Anteil an unspezifisch adsorbierten Cadmium zu. Damit verbunden steigt der Anteil an austauschbaren und pflanzenverfügbaren Cadmium.

Durch die enge Verwandtschaft von Cadmium mit Zink liegt normalerweise ein relativ konstantes Zn/Cd-Verhältnis vor, welches in Gesteinen bei ca. 500:1 in Böden bei ca. 100:1 liegt (DVWK 117, 1998).

Cadmium wird an der Oberfläche von Tonmineralen, Eisen- und Mangan-Oxiden gebunden. Aber auch eine sehr langsam ablaufende Diffusion von Cadmium in das Gitter von Fe- und Mn-Oxiden und teilweise von Tonmineralen findet statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Dadurch erfolgt eine irreversible Festlegung von Cadmium in den Böden. Eine organische Bindung des Cadmiums als metallorganische Komplexe ist ebenfalls möglich. Diese Verbindungen sind bei $\text{pH} < 6,5$ geringer verfügbar als die mineralisch gebunden Komplexe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Unbelastete Böden weisen in der Regel Cd-Gehalte von $< 0,5 \text{ mg/kg}$ auf (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

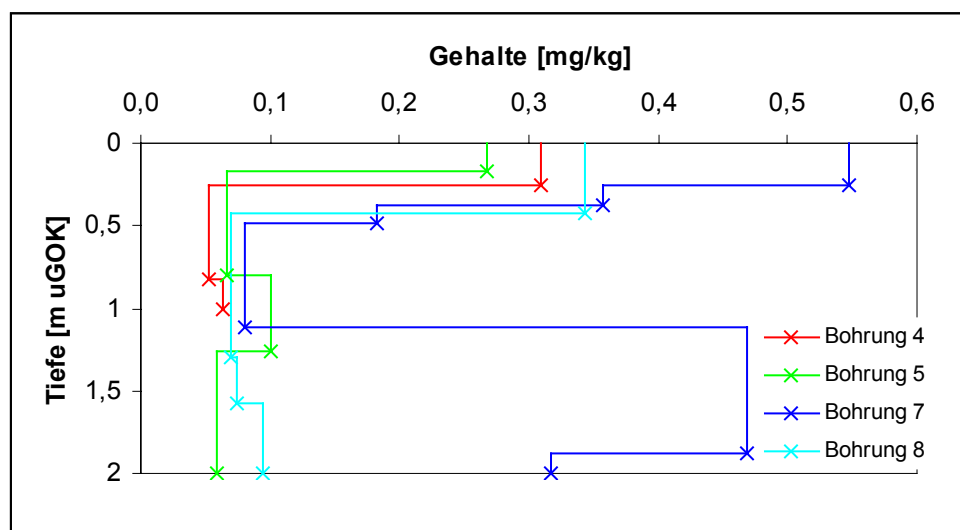


Abb. 22: Säurelöslicher Anteil an Cd in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Cd-Gehalte nehmen in allen Bohrungen zunächst ab (Abb. 22). Im oberen Bodenhorizont liegen die Gehalte zwischen 0,26 bis 0,55 mg/kg. Probe B7/1 weist mit 0,55 mg/kg den höchsten Wert auf und liegt somit geringfügig über den oben angegebenen Gehalten von HINTERMAIER-ERHARD (1997). Alle anderen Werte liegen im Bereich der für unbelastete Böden angegebenen Gehalte. Die hohen Gehalte in den oberen Horizonten können möglicherweise anthropogenen Ursprung sein (Bergbau). Aber auch durch die organische Substanz können erhöhte Werte auftreten, da durch diese Cadmium festgelegt wird und somit die Cd-Löslichkeit erniedrigt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Bei Bohrung B4 (B4/3) bzw. B5a (B5/3) steigt der Cd-Gehalt in einer Tiefe von 1,80 m geringfügig von 0,05 auf 0,06 mg/kg bzw. von 0,07 auf 0,1 mg/kg an. In Bohrung B5a (B5a/4) sinkt der Cd-Gehalt danach wieder auf 0,06 mg/kg ab. Bei Bohrung B8 sinken die Cd-Gehalte bis in eine Tiefe von 1,30 m ab und steigen dann etwas an. Bohrung B7 weist ein zu den anderen Proben verschiedenes Verhalten auf. Zunächst sinkt der Gehalt an Cadmium von 0,55 auf 0,08 mg/kg. Danach steigt der Wert stark an (0,47 mg/kg) und sinkt schließlich in Horizont B7/6 auf 0,37 mg/kg ab. Einen Zusammenhang dieser Cd-Gehalte mit den pH-Werten ist nicht ersichtlich. Der pH-Wert der Bohrung B7 nimmt bis in eine Tiefe von 0,48 m auf 6,5 ab und bleibt dann konstant. Es ist nicht auszuschließen, dass die erhöhten Werte durch die oben beschriebene Diffusion von Cadmium in das Gitter von Fe- und Mn-Oxiden und eine damit verbundene irreversible Cadmiumfestlegung zustande kommt („Copräzipitation“), eine Korrelation dieser Elemente wurde allerdings nicht festgestellt (Anlage XV). Die Fe-Gehalte weisen in Bohrung B7 im Horizont B7/5 ebenfalls erhöhte Werte auf.

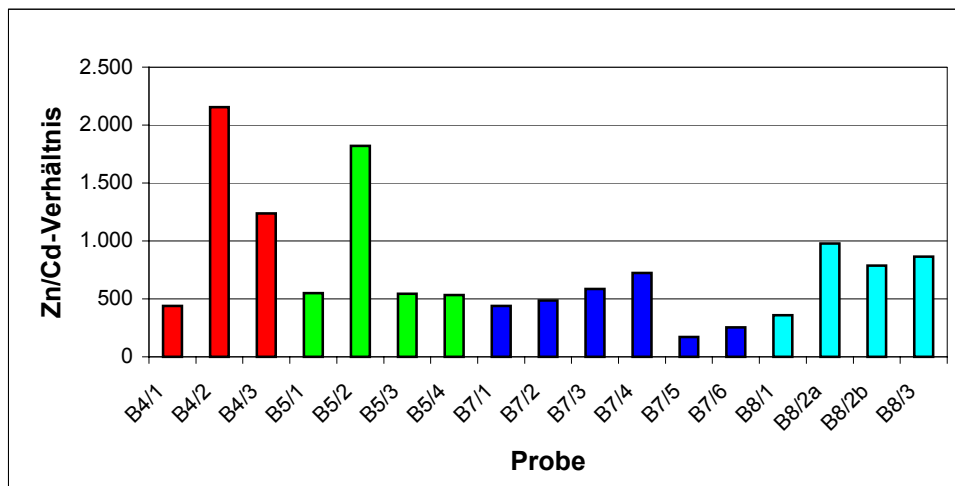


Abb. 23: Zn/Cd-Verhältnis aller Bodenhorizonte.

Das Zn/Cd-Verhältnis ist in allen Bohrungen sehr verschieden. Es schwankt zwischen 172:1 im Horizont B7/5 und 2154:1 im Horizont B4/2. Ein relativ konstantes Verhältnis besitzen Bohrung 7 mit Ausnahme der untersten zwei Horizonte B7/5 und B7/6 sowie Bohrung 8 und Bohrung 5, wobei der Horizont B5a/2 mit einem Verhältnis von 1821:1 weitaus höher liegt

als in allen anderen Horizonten der Bohrung 5 (Verhältnis ca. 540:1). Das von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (aus DVWK 117, 1998) angegebene Verhältnis von 100:1 wird von allen Proben stark überschritten. Die enge Verwandtschaft zwischen Cadmium und Zink ist auch durch die Korrelationsanalyse bestätigt wurden (Anlage XV).

Chrom (Cr)

Chrom ist im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 4$) leicht löslich und somit pflanzenverfügbar. Bei normalen Boden-pH-Werten hingegen wird Chrom leicht sorbiert (HINTERMAIER-ERHARD, 1997). und aufgrund seiner Immobilität in Böden angereichert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Dabei erfolgt eine Anreicherung von Chrom vor allem in der Tonfraktion (DVWK 117, 1998) vorwiegend in dreiwertiger Form sowie untergeordnet in der organischen Substanz. Durch die sehr geringe Löslichkeit des Chroms sind dessen Verlagerbarkeit und die Verfügbarkeit ebenfalls gering, was dazu führt, dass die Oberbodenhorizonte in der Regel höhere Cr-Gehalte als die Unterbodenhorizonte aufweisen. In der DVWK 117 (1998) werden für normale Böden Cr-Gehalte von 5 bis 100 mg/kg angegeben.

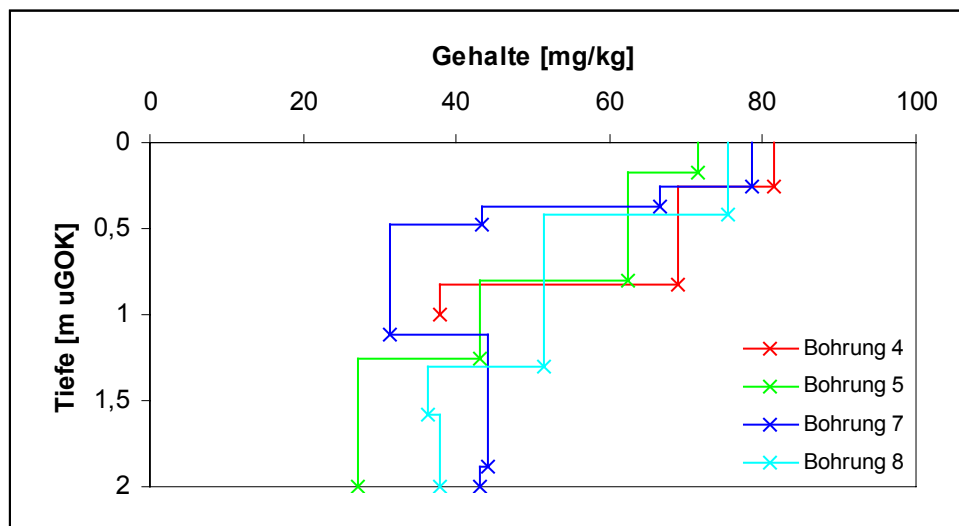


Abb. 24: Säurelöslicher Anteil an Cr in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Cr-Gehalte aller untersuchten Bohrungen sind als normal einzustufen. Aus Abb. 24 ist ersichtlich, dass wie bereits erwähnt, der oberste Horizont aller vier Bohrungen den höchsten Cr-Wert aufweist und zwischen 71,6 mg/kg in Probe B5a/1 und 81,5 mg/kg in Probe B4/1 schwankt. Des weiteren ist eine tendenzielle Abnahme der Cr-Gehalte mit der Tiefe hin zu erkennen, wobei Horizont B7/5 in Bohrung 7 mit einem Anstieg des Cr-Gehaltes von 31,4 mg/kg auf 44,1 mg/kg im Untergrund eine Ausnahme darstellt. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) stellten fest, dass Chrom bei höheren pH-Werten unter anderem auch als schwerlösliche Verbindungen in einer vorwiegend mit Fe-Oxiden assoziierten Form in Böden vorhanden sein kann. Aufgrund dieser Aussage und der Tatsache, dass die Cr-Gehalte mit

denen des Eisens korrelieren (Anlage XV), ist eine vermehrte Bindung von Chrom an Fe-Oxide und ein damit verbundener erhöhter Cr-Gehalt nicht auszuschließen.

Eisen (Fe)

Eisen ist das vierthäufigste Element der kontinentalen Kruste und tritt in zahlreichen primären und sekundären Mineralen auf, die einer intensiven Verwitterung unterliegen. Unter aeroben Bedingungen liegt Eisen in Form von Fe(III)-Oxiden, in silikatischen Bindungen sowie an organischen Komplexen gebunden vor. So stellen z.B. Goethit und Hämatit stabile Oxidverbindungen dar. Eine Mobilisation bzw. Festlegung von Eisen ist abhängig vom pH-Wert und dem Redoxpotential. Die Fe-Gehalte in Böden liegen üblicherweise im Bereich zwischen 0,2 % bis 5 % (2.000 bis 50.000 mg/kg) und in Tongesteinen bei 4,8 % (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

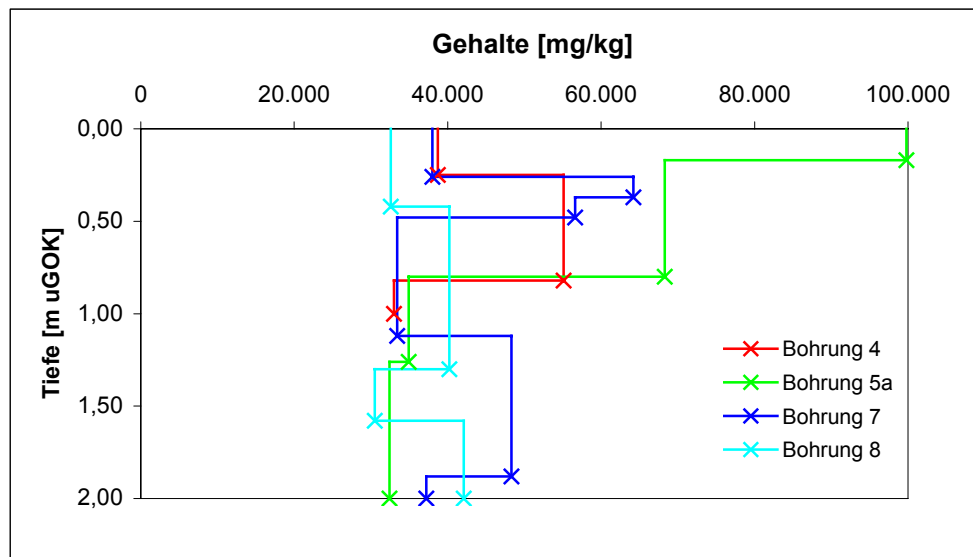


Abb. 25: Säurelöslicher Anteil an Fe in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Bodenproben weisen zum Teil stark erhöhte Fe-Gehalte auf. So ist im oberen Bodenhorizont der im Zentrum des Feuchtgebietes gelegenen Bohrung B5a (Horizont B5a/1) ein Höchstgehalt von 99.800 mg/kg Fe festzustellen. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Fe-Gehalte in Bohrung B5a ab. Bohrung B4 weist im oberen Bodenhorizont 38.700 mg/kg Fe auf. Der maximale Fe-Gehalt innerhalb dieser Bohrung liegt allerdings mit 55.100 mg/kg in Horizont B4/2. Auch bei Bohrung B7 ist zunächst ein Anstieg der Fe-Gehalte bis zum Horizont B7/2 zu verzeichnen, in dem ein Fe-Gehalt von 64.200 mg/kg gemessen wurde. Ein nochmaliger Anstieg des Fe-Gehaltes ist in Horizont B7/5 sichtbar. Bohrung B8 weist ähnlich wie Bohrung B4 und B7 zunächst einen Anstieg des Fe-Gehaltes auf. Dieser Anstieg ist bis zum Horizont B8/2a zu verzeichnen. Ein nochmaliger Anstieg ist in Horizont B8/3 zu erkennen. Hier wurde mit 42.100 mg/kg Fe die höchste Konzentration innerhalb der Bohrung B8 gemessen.

Die Fe-Konzentration im Boden des Feuchtgebietes wird durch einfließendes eisenhaltiges Haldenwasser und Sickerwasser aus den Absetzbecken der aktiven Wasserreinigungsanlage beeinflusst. Bei den Bohrungen B4, B7 und B8 ist deutlich erkennbar, dass der Fe-Gehalt im oberen Bodenhorizont niedriger ist als in dem darunter folgenden Horizont. Da in diesen Horizonten (B4/2, B7/2 und B8/2a) die Oxidation und Ausfällung der Fe- und Mn-Verbindungen und eine damit verbundene Anreicherung in Rostflecken und Fe-Konkretionen erfolgt, weisen diese Bodenbereiche höhere Fe-Gehalte auf. Verursacht werden die unterschiedlichen Fe-Konzentrationen durch die im Boden stattfindende durch Staunässe verursachte Redoximorphose. Durch diesen Prozess entstehen im Boden Bereiche mit höheren Fe-Gehalten (oxidische Bodenbereiche) und Bereiche mit niedrigeren Fe-Gehalten (reduzierende Bereiche). Die Horizonte B4/2, B5a/1, B5a/2, B7/2, B7/3 und B8/2a weisen erhöhte Fe-Gehalte auf. Alle anderen Proben enthalten Fe-Konzentrationen, die innerhalb des von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Normalbereiches liegen.

Kupfer (Cu)

Kupfer kann in Silicaten anstelle von Mg^{2+} - und Fe^{2+} -Ionen gebunden sein. In Böden wird Kupfer vorwiegend an die organische Substanz sowie an Mn- und Fe-Oxide adsorbiert. Es kann aber auch in silikatischer Bindung und zu geringen Anteilen in austauschbarer und gelöster Form vorliegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Während bei pH-Werten <5 eine Mobilisierung von Kupfer erfolgt, liegt es bei pH-Werten <6 zum überwiegenden Teil in organisch gebundener Form vor. Im Gegensatz dazu wird Kupfer im neutralen pH-Bereich hauptsächlich oxidisch gebunden, wobei im Unterboden die Bindung an Oxide oder im Gitter von Silikaten sowie an schlecht kristalline Fe-Oxide erfolgt. Das durch Fe- und Mn-Oxide sowie durch die organische Substanz gebundene Kupfer liegt zum größten Teil in sehr fest gebundener schwer desorbierbarer Form vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Unter anaeroben Bedingungen können Cu-Sulfide entstehen. Die Gehalte für unbelastete Böden liegen zwischen 2 und 40 mg/kg Cu (DVWK 117, 1998).

Die ermittelten Cu-Gehalte sind fast ausschließlich als erhöht einzustufen. Bohrung B4 weist im obersten Bodenhorizont einen Höchstgehalt von 75,7 mg/kg Cu auf. Zur Tiefe hin nehmen die Gehalte der Bohrung B4 ab. Im Gegensatz dazu weist Bohrung B5a im Horizont B5a/2 mit 48,6 mg/kg Cu den höchsten Gehalt der Bohrung auf. Darüber sowie darunter liegenden Bodenhorizont besitzen geringere Cu-Gehalte. Bohrung B7 und B8 weisen eine ähnliche Verteilung der Cu-Gehalte auf. In beiden Bohrungen nehmen die Gehalte tendenziell mit der Tiefe hin ab, wobei in einer Tiefe von 1,12 m (B7/5) bzw. 1,30 m (B8/2b) ein nochmaliger Anstieg des Cu-Gehaltes zu verzeichnen ist. Eine Korrelation von Kupfer mit den Fe-Konzentrationen konnte nicht festgestellt werden und somit ist eine erhöhte Bindung an Fe-Oxide nicht eindeutig nachweisbar.

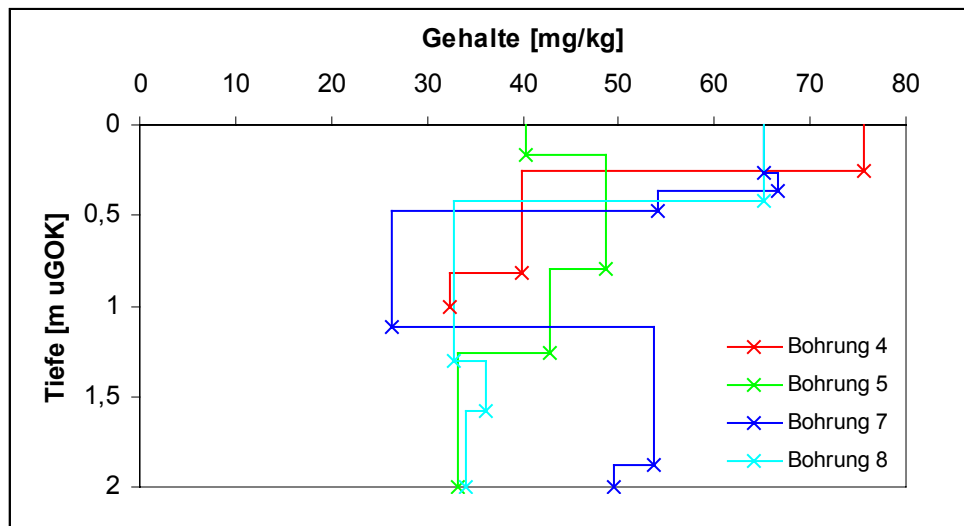


Abb. 26: Säurelöslicher Anteil an Cu in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Kobalt (Co)

Kobalt befindet sich in eisen- und manganreichen Mineralen. Eine Bindung von Kobalt erfolgt vor allem an Mn-Oxide, aber auch an eisen- und manganreiche Silikate wie Biotit sowie Fe-Oxide. Aus diesem Grund ist Kobalt in oxidreichen Horizonten oft angereichert. Liegen die pH-Werte bei >6 , ist die Adsorption von Kobalt an Oxide sehr hoch, wohingegen mit abnehmendem pH-Wert ($<5,5$) Kobalt einer zunehmenden Löslichkeit unterlegen ist und somit verfügbar wird. Die Normalgehalte für Kobalt in Böden liegen zwischen 1 bis 40 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

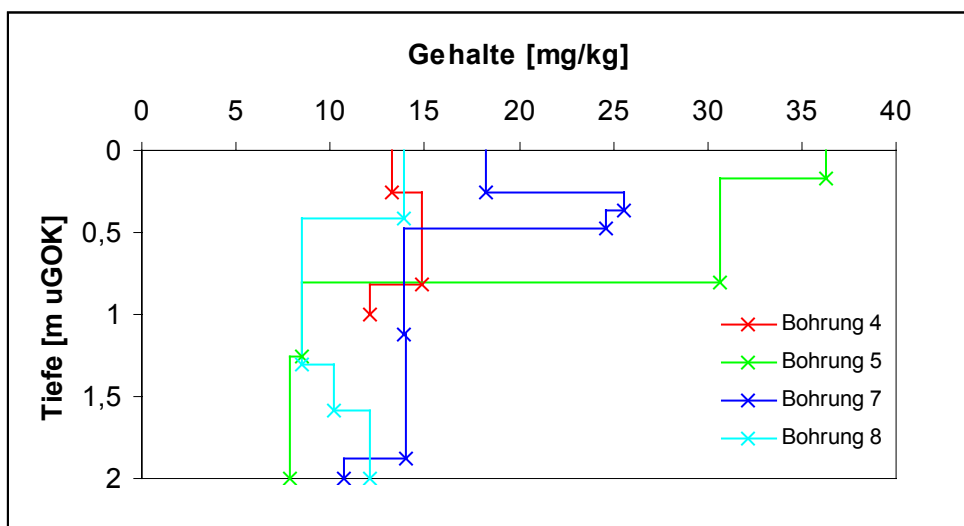


Abb. 27: Säurelöslicher Anteil an Co in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Co-Gehalte liegen alle in dem von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Normalbereich, wobei der höchste Gehalt im obersten Horizont der Bohrung B5a (B5a/1) gemessen wurde und 36,3 mg/kg Co beträgt. Alle Proben weisen unterschiedliche Gehalte in Abhängigkeit von der Tiefe auf, was sich in Horizont B4/2 der Bohrung 4 sowie Horizont B7/2 der Bohrung 7 mit einem Anstieg und einem Wiederabsinken in dem jeweils darunter folgenden Horizont bemerkbar macht. Im Gegensatz dazu sinkt der Co-Gehalt in Bohrung B8 bis in eine Tiefe von 1,30 m ab und steigt danach wieder an. Ein tendenzielles Absinken des Co-Gehaltes mit der Tiefe ist in Bohrung B5a zu erkennen. Bei Vergleich der Fe- und Mn-Gehalte mit denen des Kobalts wurde eine Korrelation der Elemente festgestellt (Anlage XV), was bedeutet, dass eine Bindung von Kobalt an Fe- und Mn-Oxide erfolgt. Des weiteren wird anhand der Korrelationsanalyse deutlich, dass zwischen Kobalt und Nickel aufgrund ihrer ähnlichen Eigenschaften ebenfalls ein Zusammenhang besteht.

Mangan (Mn)

Mangan ist ein Nebenbestandteil eisenhaltiger Silicate wie Glimmer und Pyroxen und liegt im Boden hauptsächlich als Mn-Oxid vor, wo es vor allem von Fe-Oxiden adsorbiert wird. Daher korrelieren die Mn-Gehalte meist mit den Fe-Gehalten. Des weiteren kann Mangan an organische Komplexe gebunden sein sowie in austauschbarer und gelöster Form vorliegen. Mangan ist leicht verlager- und auswaschbar und seine Mobilität steigt ab einem $\text{pH} < 5,5$ an. In Stau-nässeböden liegt aufgrund von Redoximorphose Mangan oftmals als Konkretionen vor. Die Normalgehalte von Böden liegen nach HINTERMAIER-ERHARD (1997) bei 40 bis 1.000 mg/kg. Allerdings können Bodenhorizonte mit pedogener Mn-Anreicherung Gehalte bis zu 3.000 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) aufweisen.

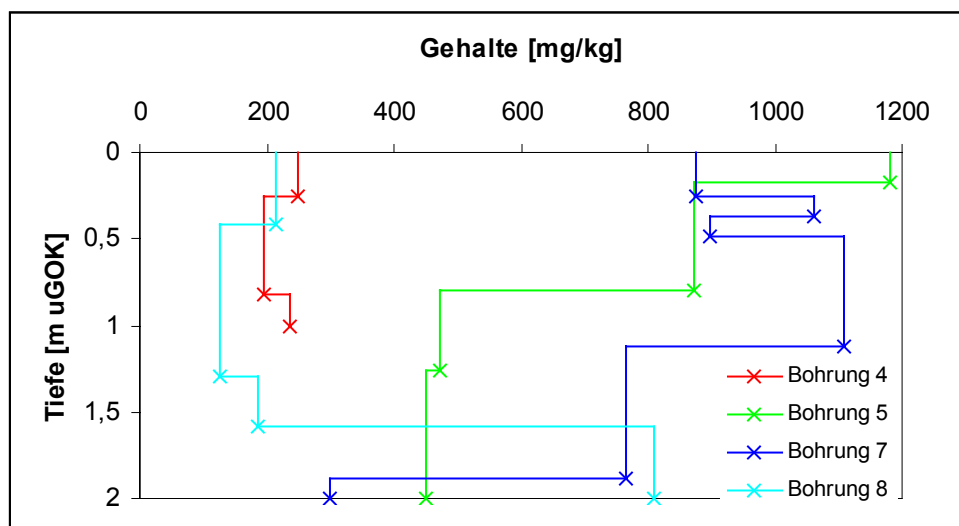


Abb. 28: Säurelöslicher Anteil an Mn in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Mn-Gehalte der Bohrungen B4 und B8 sinken zunächst mit der Tiefe von 250 bzw. 213 mg/kg auf 196 bzw. 126 mg/kg ab und steigen dann wieder auf 237 bzw. 809 mg/kg an. Im Gegensatz dazu ist bei Bohrung B5a ein tendenzielles Absinken der Mn-Gehalte von 1180 auf 450 mg/kg festzustellen. Des weiteren ist aus Abb. 28 ersichtlich, dass Bohrung B7 zwei markante Horizonte (B7/2 bzw. B7/4) aufweist, die deutlich höhere Mn-Gehalten besitzen als die übrigen Horizonte dieser Bohrung. Anhand der durchgeführten Korrelationsanalyse ist ersichtlich, dass zwischen den Fe- und Mn-Gehalten ein signifikanter Zusammenhang besteht (Anlage XV). Dies bestätigt die Annahme, dass Mn-Oxide vor allem an Fe-Oxide gebunden werden.

Nahezu alle Horizonte der vier Bohrungen liegen mit Mn-Gehalten von 126 bis 898 mg/kg in dem von HINTERMAIER-ERHARD (1997) angegebenen Normalbereich für Böden. Erhöhte Mn-Gehalte, wie sie in Bohrung B8 im Horizont B8/1 (1.180 mg/kg) sowie in Bohrung B7 Horizont B7/2 (1.060 mg/kg) und B7/4 (1.110 mg/kg) auftreten, weisen auf eine Mn-Anreicherung im jeweiligen Horizont hin.

Nickel (Ni)

Nickel wird vorwiegend von Al-, Fe- und Mn-Oxiden aber auch an Tonminerale adsorptiv gebunden und z.T. irreversibel fixiert, da es in pedogene Oxide und auch silikatische Tonminerale eingelagert wird. Im sauren (pH-Werte <5,5) und reduzierenden Milieu sowie durch das Vorhandensein organischer Chelatbildner kann eine zunehmende Mobilisation von Nickel erfolgen, was zu einer Zunahme an verfügbarem und austauschbarem Nickel führt. Die für Böden angegebenen Normalgehalte von Nickel liegen zwischen 2 bis 50 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

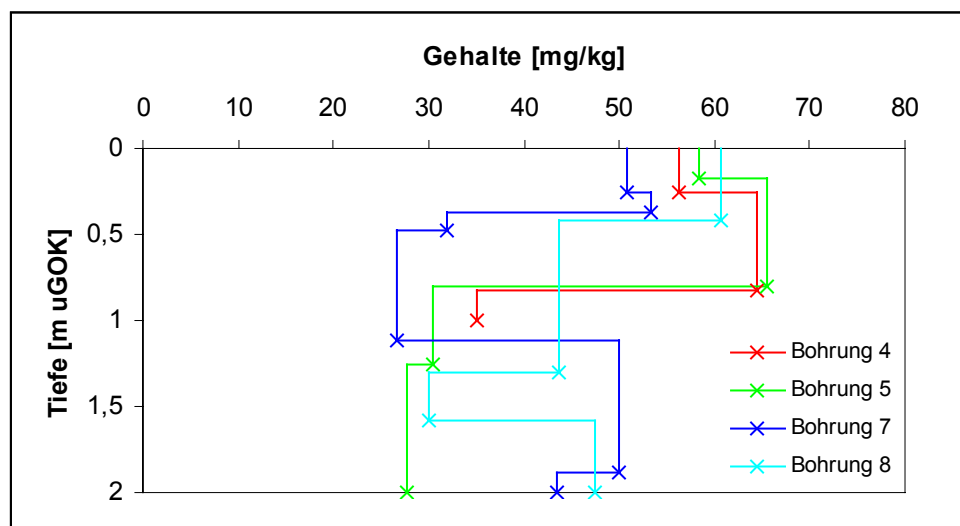


Abb. 29: Säurelöslicher Anteil an Ni in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Die Bohrungen weisen in den oberen Horizonten mit Werten zwischen 51 mg/kg im Horizont B7/1 und 66 mg/kg im Horizont B5a/2 erhöhte Konzentrationen auf, wobei festgestellt wurde, dass die Ni-Gehalte der oberen Bodenhorizonte der Bohrungen B4, B5a und B7 niedriger liegen als die Gehalte der darunter folgenden Horizonte. Eine mögliche Erklärung hierfür stellt an organische Komplexe fixiertes und somit mobiles Nickel dar, welches in Untergrundhorizonte transportiert und dort aufgrund des hohen Tonanteils sowie vorhandener Oxide festgelegt wird. In den unteren Bodenhorizonten ist mit Ausnahme des Horizont B7/5 der Bohrung B7 sowie des Horizont B8/3 der Bohrung B8 ein tendenzielles Absinken der Werte festzustellen. Auch in diesen beiden Horizonten ist eine erhöhte Festlegung durch Oxide nicht auszuschließen. Betrachtet man die Korrelationsanalyse, so ist ein Zusammenhang zwischen Ni- und Fe- sowie Al-Gehalten deutlich sichtbar.

Silber (Ag)

Silber gehört zu den Edelmetallen. Es sind nur wenige Daten über die Ag-Gehalte in Böden bekannt. In der DVWK 117 (1998) sind für normale Böden Ag-Gehalte von <0,01 bis 5 mg/kg angegeben.

Die Ag-Gehalte der untersuchten Bodenproben liegen unterhalb der Nachweisgrenze von 1,0 mg/kg. Aufgrund dieser geringen Werte liegen die Ag-Gehalte der Bodenproben innerhalb der von der DVWK 117 (1998) angegebenen Grenzwerte für unbelastete Böden.

Zink (Zn)

Zink kann an die organische Substanz, Tonminerale, Silicate sowie an Fe-, Mn- und Al-Oxide gebunden werden. In mäßig bis schwach sauren Böden erfolgt die Bindung von Zink vorwiegend an die organische Substanz. Während Zink in Böden mit alkalischen pH-Werten (>7) an Fe- und Mn-Oxide gebunden wird, überwiegt in sauren Böden (<5) die Bindung an Tonminerale. Des weiteren ist bei ansteigendem pH-Wert mit einem Absinken der Löslichkeit von Zink und dem Zurückgehen des Gehaltes an austauschbarem Zink (pH>6) zu beobachten. Die für Böden angegebenen Normalgehalte von Zink liegen bei 10 bis 300 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

Alle vier Bohrungen weisen im obersten Horizont die höchsten Zn-Gehalte auf, wobei der Wert bei Bohrung B7 mit 241 mg/kg Zink etwas höher liegt als bei den Bohrungen B4, B5a und B8, bei denen Gehalte zwischen 123 und 147 mg/kg Zink gemessen wurden. Da der pH-Wert der Probe B7/1 im oberen Horizont höher liegt als der in den anderen Bohrungen, ist eine höhere Anreicherung durchaus möglich. Die Zn-Gehalte nehmen mit der Tiefe tendenziell ab, steigen allerdings im untersten Horizont der Bohrung 7 (7/6) und 8 (8/3) wieder etwas an. Des weiteren wurde beobachtet, dass die pH-Werte in allen Bohrungen mit der Tiefe hin tendenziell abnehmen, allerdings nicht unter 6 fallen, was bedeutet, dass die Zn-Bindung vor allem an Fe- und Mn-Oxide und die organische Substanz erfolgt. Da eine Bindung an organische Substanz in den unteren Bodenhorizonten aufgrund der niedrigen Gehalte auszu-

schließen ist, sollte dort die Zn-Bindung vorwiegend an Fe- und Mn-Oxide erfolgen. Eine Korrelation konnte allerdings nur zwischen Eisen sowie Aluminium und Zink festgestellt werden (Anlage XV).

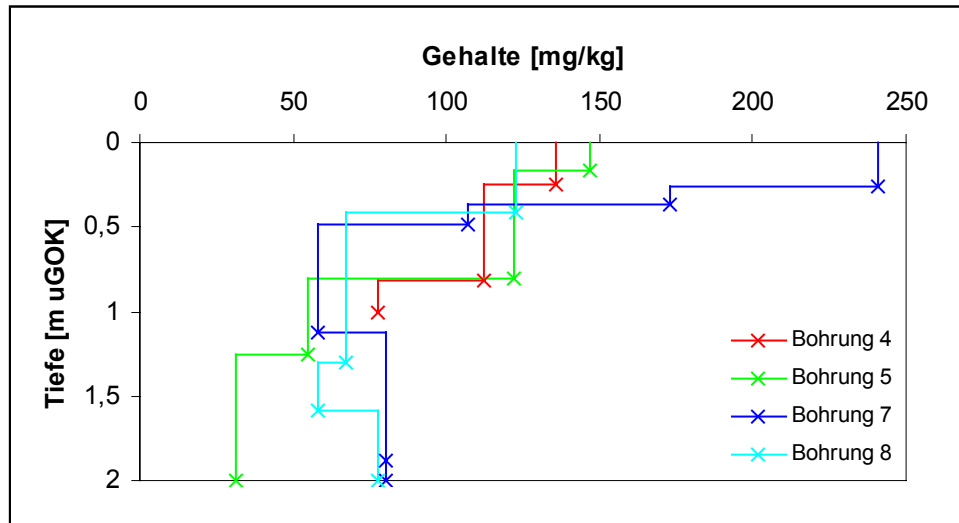


Abb. 30: Säurelöslicher Anteil an Zn in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.

Alle erhaltenen Werte liegen in dem von HINTERMAIER-ERHARD (1997) für Böden angegebenen Normalbereich (Tab. 21).

6.2 Charakterisierung der untersuchten Wässer

6.2.1 Hydrogeochemische Modellierung mit PHREEQC

Um einen Überblick über die in den analysierten Wässern enthaltene Speziesverteilung und die Sättigungsindizes zu bekommen, wurde exemplarisch für die Proben HS1/8, WIE1/8, WZ1/8, WW1/8 sowie WA1/8 eine Berechnung mit dem Programm PHREEQC für Windows durchgeführt. In allen Fällen wurde der Datensatz WATEQ4F.DAT verwendet. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden durch mit EXCEL erstellte Zufallszahlen ersetzt. Nachfolgend werden die einzelnen Output-Files ausgewertet, welche im Anhang nur auf der digitalen Version der vorliegenden Arbeit zu finden sind.

6.2.1.1 Kurzfassumee

Zunächst ist zu erwähnen, dass die Analysengenauigkeit der Proben nicht ausreichend ist und somit die Ionenbilanzen verworfen werden müssten. Ursache dieser hohen Fehler in der Ionenbilanz ist ein Kationen-Überschuss.

Alle analysierten Wässer sind gering bis mittelmäßig stark mineralisierte Wässer vom Typ Ca-SO₄²⁻-Wasser. Durch die Modellierung wird deutlich, dass die Hauptionen prädominant in Form freier Ionen vorliegen. Zu einem weitaus geringerem Anteil bilden die Hauptkationen

Ca, Mg, K und Na Kationen-Sulfat-Komplexe. Chlorid liegt in allen Wässern zu nahezu 100 % in freier Form vor, was auf die mangelnde Bereitschaft zur Reaktion mit anderen Bindungspartnern zurückzuführen ist.

S(6) tritt in allen Wässern zum überwiegenden Teil in Form freier SO_4^{2-} -Ionen auf. Daneben bilden sich nullwertige Ca- und Mg-Komplexe.

Ein weiteres Merkmal aller analysierten Wässer mit Ausnahme der Probe WIE1 ist die Bildung von Al-Fluorid-Komplexen. Im Gegensatz dazu weist die Probe WIE1 Al-Hydroxid-Komplexe in großer Menge auf. Hier und auch bei den Elementen Al, Cu, Fe(2), Fe(3), Mn(2), Ni und Zn wird der Einfluss des pH-Wertes sowie des pe-Wertes sichtbar. Deutlich wird die Beeinflussung der Wässer durch eben genannte Parameter anhand der Ausbildung unterschiedlicher Komplexe.

Bezüglich der Sättigungsindizes wurde festgestellt, dass in allen Wässern die Mineralphasen amorphes $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Hämatit, Goethit und Magnetit übersättigt vorliegen. Dabei fällt zunächst amorphes $\text{Fe}(\text{OH})_3$, während Minerale wie Hämatit, Magnetit und Goethit nicht direkt ausfallen, sondern sich durch Umwandlungsreaktionen aus $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$ bilden (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH, 2002). Aluminiumhaltige Mineralphasen liegen mit Ausnahme von Diaspor kaum übersättigt vor. Allen Proben gemeinsam ist das positive Sättigungsindize von CaF_2 . Im Wasser des Wiesenbach treten zusätzlich Calciumhaltige Mineralphasen übersättigt auf, was auf den basischen pH-Wert des Wasser zurückzuführen ist.

6.2.1.2 Ergebnisse der Probe HS1/8

Die Probe des Hauptschachtes stellt aufgrund der berechneten Ionenstärke (17,22 mmol/l) ein gering bis mittelmäßig stark mineralisiertes Wasser vom Typ Ca-SO_4^{2-} -Wasser (Ca 4,245 mmol/l, SO_4^{2-} 4,063 mmol/l) dar. Mit einem Fehler von 30,98% ist die Genauigkeit der Analyse nicht ausreichend und müsste ähnlich den in Kapitel 6.2.4.1 und Anlage berechneten Ionenbilanzen verworfen werden. Zu den Fehlerprozenten ist hinzuzufügen, dass das Programm PHREEQ den Fehler nach der internationalen Formel $100 \cdot (\text{Cat} - |\text{An}|) / (\text{Cat} + |\text{An}|)$ berechnet, während in Deutschland häufig die Formel $100 \cdot (\text{Cat} - |\text{An}|) / [0,5 \cdot (\text{Cat} + |\text{An}|)]$ (aus HÖLTING, 1996) verwendet wird. Somit muss das PHREEQ-Ergebnis bei allen Proben mit 2 multipliziert werden um Vergleiche zu den aus der Ionenbilanz berechneten Fehler ziehen zu können. Die im Text enthaltenen Fehlerprocente sind bei allen Proben bereits umgerechnet.

Die Kationen Ca, Mg, K und Na liegen zum überwiegenden Teil in Form von freien Ionen vor. Während der Anteil an freien Ionen bei K und Na 99,0 % beträgt, liegen bei den Kationen Ca 82,4 % (Abb. 31) und Mg 81,0 % in Form freier Ionen vor. Einen Anteil von 1,0 % (K, Na) bis 17,0 % (Mg, Ca) machen Kationen-Sulfat-Komplexe aus. Zu einem sehr geringen Anteil von ≤ 1 % liegen die Kationen Ca und Mg in Kationen-Hydrogen-Komplexen vor. Chlorid tritt zu nahezu 100 % in freier Form auf, was auf die mangelnde Bereitschaft zur Reaktion mit anderen Bindungspartnern zurückzuführen ist.

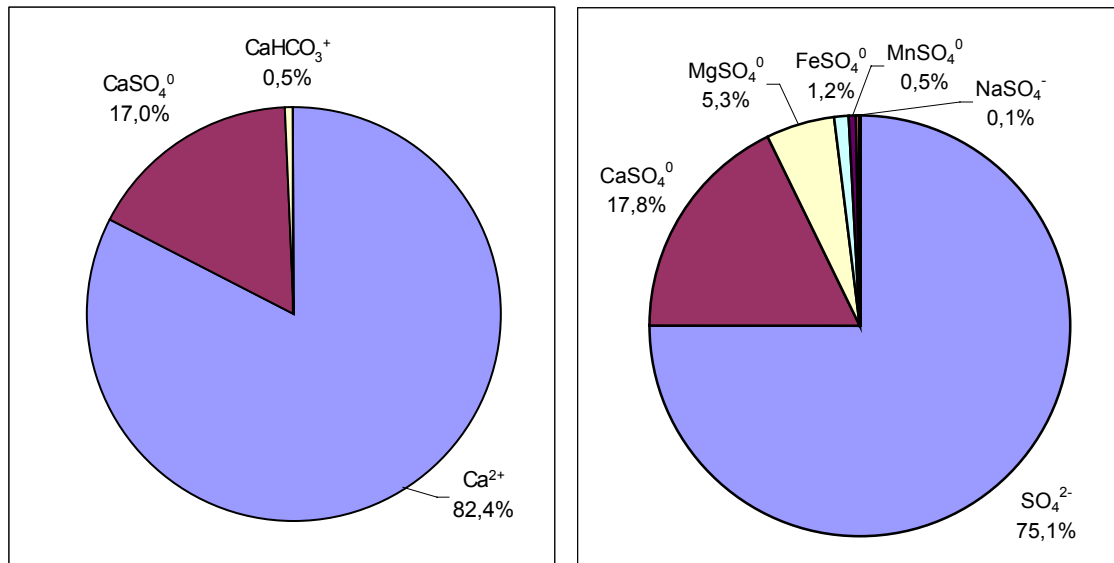


Abb. 31: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe HS1/8

S(6) liegt wie aus Abb. 31 ersichtlich vorherrschend als SO_4^{2-} -Ion vor. Daneben bilden sich Ca- und Mg-Sulfat-Komplexe und zu einem weitaus geringerem Anteil ($\leq 1\%$) Fe- und Mn-Sulfat-Komplexe.

Bezüglich dem Element Fe fällt auf, dass Fe(2) zum überwiegenden Teil (82 %) als freies Ion Fe^{2+} auftritt und daneben als nullwertiger Komplex FeSO_4 , während Fe(3) als Fe-Hydroxid-Komplexe vorliegen. Dabei ist $\text{Fe}(\text{OH})^+$ mit 90,5 % der vorherrschende Komplex.

Des weiteren ist aus der hydrochemischen Analyse ersichtlich, dass die Elemente neben Ca, Mg, K und Na auch Ba, Cu(2), Li, Mn(2), Ni, Sr sowie Zn hauptsächlich in Form von freien Ionen vorliegen. Hauptkomplexparker für diese Elemente sind Sulfat-Komplexe. Im Gegensatz dazu bildet Al Fluorid-Komplexe, wobei die Spezies AlF_3 mit 66,0 % überwiegt. Mit 26,9 % stellt AlF_2^+ den zweithäufigste Al-Komplex dar.

Bei Betrachtung der redoxsensitiven Elemente ist erkennbar, dass nur As in der höchsten Oxidationsstufe die größte Konzentration aufweist. Dagegen liegen die Elemente Cu, Mn und Fe vorherrschend als Cu(2), Mn(2) bzw. Fe(2) vor. Dabei ist die Konzentration an Fe(2) auf die niedrigen pH- und pe-Werte und die damit verbundenen eisenreduzierenden Prozesse zurückzuführen.

In Abb. 32 und Abb. 33 sind die Sättigungsindizes der Fe- und Al-Mineralphasen dargestellt. Nach MERKEL & PLANER-FRIEDRICH (2002) fallen zunächst amorphe Verbindungen aus, während Minerale wie Hämatit, Magnetit und Goethit nicht direkt ausfallen, sondern sich durch Umwandlungsreaktionen aus $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$ bilden. Bei dem Wassers des Hauptschachtes fällt demnach nur $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$ aus, da $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{a})$ untersättigt ist. Weitere Fällungsreaktionen können aufgrund der hohen Gesamtkonzentrationen von 1,63 mg/l Al und 19,2 mg/l Fe durchaus ablaufen. Ein weiteres in Übersättigung vorliegendes Mineral ist der CaF_2 (SI=0,74).

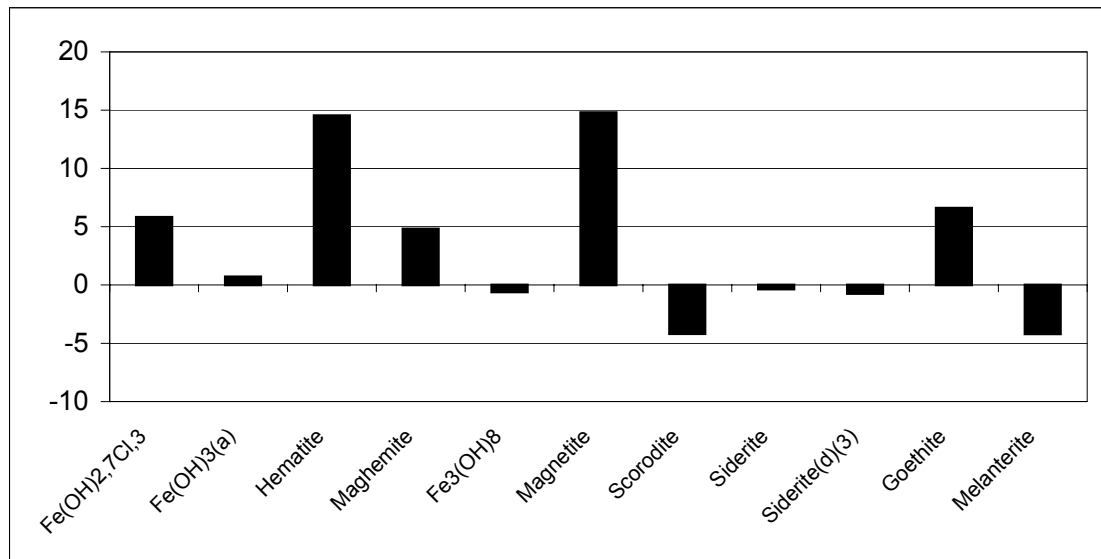


Abb. 32: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe HS1/8

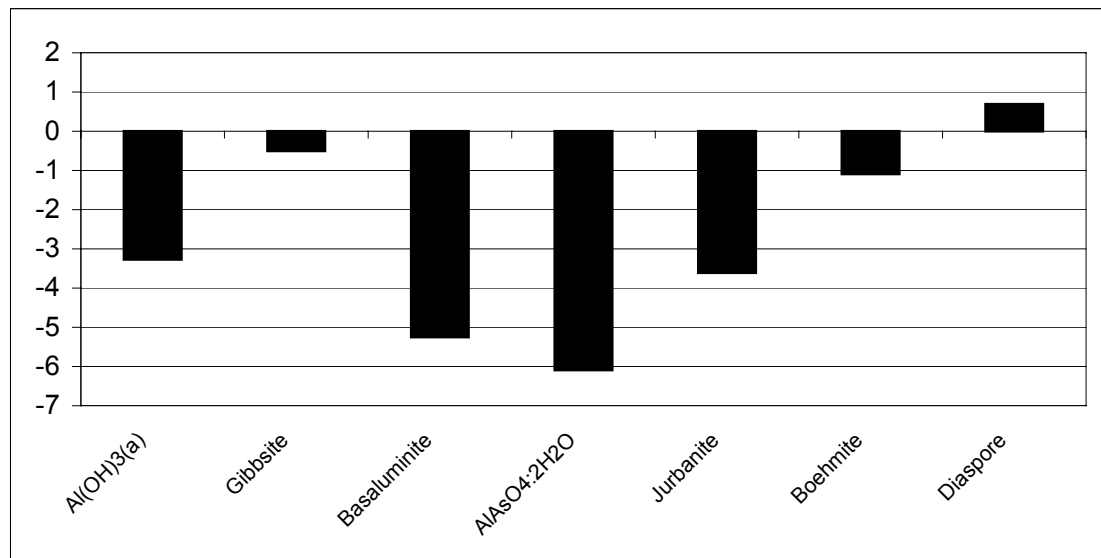


Abb. 33: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe HS1/8

6.2.1.3 Ergebnisse der Probe WIE1/8

Auch das Wasser des Wiesenbachs ist mit einer Ionenstärke von 13,17 mmol/l ein gering bis mittelmäßig stark mineralisiertes Wasser, was zum Typ Ca-SO₄²⁻-Wasser (Ca 3,370 mmol, SO₄²⁻ 2,968 mmol) zu zählen ist. Der berechnete Fehler von 28,92 % ist ebenfalls hoch und die Analysengenauigkeit ist somit nicht ausreichend.

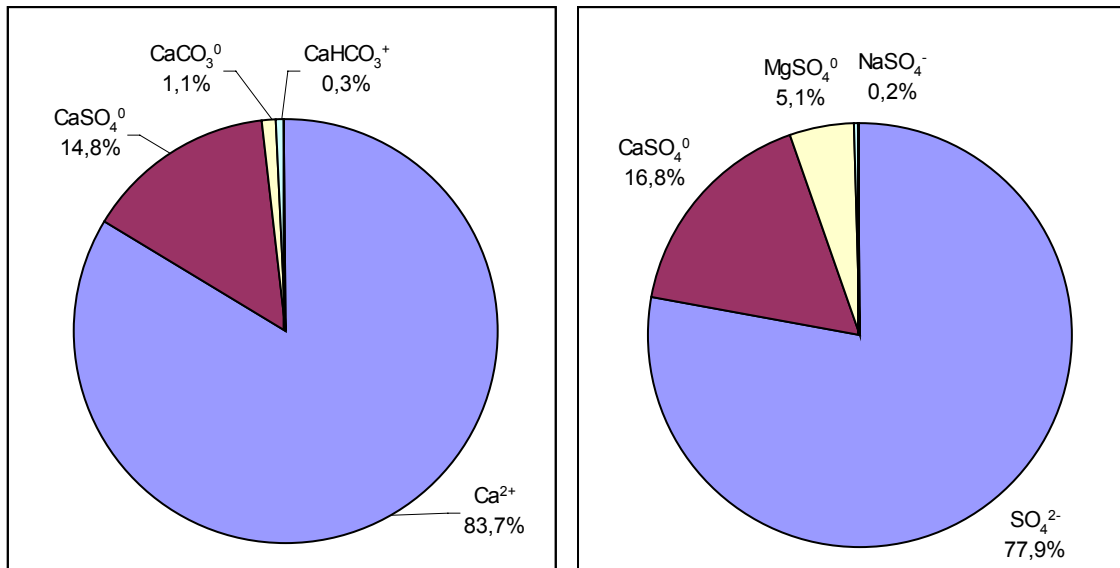


Abb. 34: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WIE1/8

Ähnlich wie bei Probe HS1/8 liegen auch in der Probe WIE1/8 die Ionen Ca, Mg, K und Na überwiegend in Form freier Ionen vor, wobei der Anteil an freien Ionen bei den Elementen K und Na 99,0% und bei den Elementen Ca und Mg 83,7 bzw. 82,7 % beträgt. Einen weitaus geringeren Anteil bilden Kationen-Sulfat-Komplexe (1,0 bis 15,3 %). Im Gegensatz zur Probe des Hauptschachtes weißt die Probe WIE1/8 zu einem Anteil von 1,1 % die Spezies CaCO_3^0 auf. Cl liegt zu 100 % in freier Form vor.

S(6) liegt vorherrschend als freies Ion vor. Daneben reagiert es zu einem geringeren Anteil mit Ca und Mg (Abb. 34).

Während sich die Speziesverteilung der Hauptkat- und -anionen mit Ausnahme von Ca kaum von denen des Hauptschachtes unterscheidet, wird bei Ionen wie Al, Cu, Fe(2), Fe(3), Mn(2), Ni und Zn der Einfluss des basischen pH-Wertes sowie des höheren pe-Wertes sichtbar. So liegen Cu(2), Ni und Zn nicht wie im Wasser des Hauptschachtes hauptsächlich als freie Ionen vor, sondern bilden prädominant die nullwertigen Komplexe $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$, NiCO_3^0 sowie $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$. Bei Al gehören nicht Fluorid- sondern Hydroxid-Komplexe zu den Hauptkomplexpартnern. Durch den veränderten pH-Wert und den höheren pe-Wert ist Fe(2) in sehr geringer Konzentration (z.B. $\text{Fe}^{2+} 7,280 \cdot 10^{-14}$) vorhanden. Fe(3) liegt hauptsächlich in der Spezies $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (61,0 %) vor, während im Hauptschacht der Komplex $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ vorherrscht. Mn(2) weist eine geringere Gesamtkonzentration auf. Im Gegensatz zum Wasser des Hauptschachtes, in welchem das redox-sensitive Element Mn in den Oxidationsstufen Mn(2) und Mn(3) vorliegt, weist das Wasser des Wiesenbachs Mn in allen Oxidationsstufen auf, wobei Mn(2) in größter Konzentration auftritt und die Gehalte der anderen Oxidationsstufen extrem niedrig (z.B. Mn(3) $1,052 \cdot 10^{-25}$) sind, was nicht verwunderlich ist, da nach SIGG & STUMM (1996) die Oxidation von Mn erst ab einem $\text{pe} > +10$ beginnt (Anlage XIV).

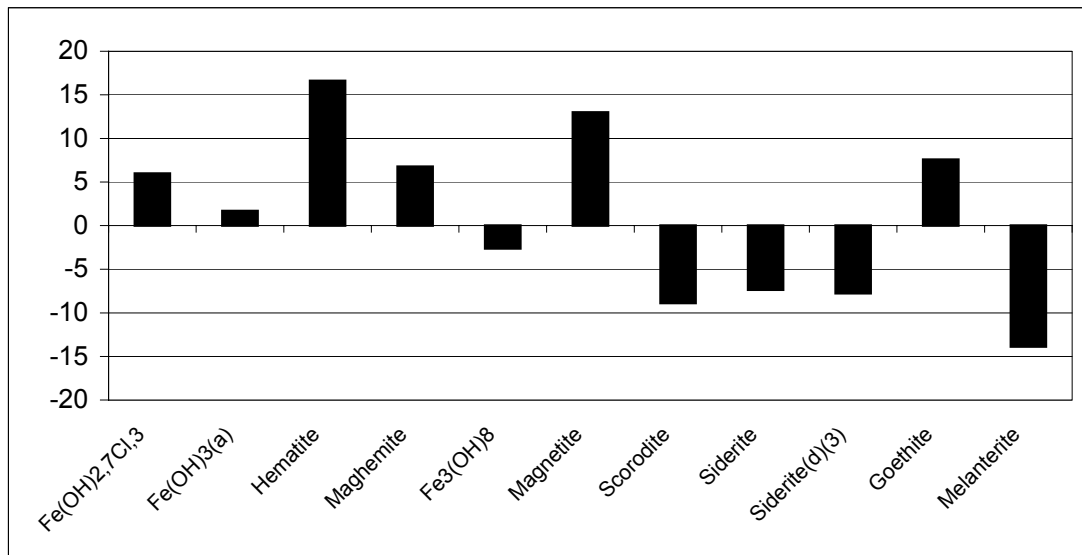


Abb. 35: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8

Wie bereits in Kapitel 6.2.1.2 erwähnt, fallen zunächst amorphe Phasen aus. Bei Probe WIE1/8 trifft dies nur auf die Phase $\text{Fe(OH)}_3(\text{a})$ zu (Abb. 35), Al(OH)_3 ist untersättigt. Neben eisenhaltigen Mineralphasen liegen auch einige Calciumhaltige Mineralphasen übersättigt vor (Abb. 36). Dolomit bzw. Dolomit(d) ist deutlich übersättigt, wird aber aufgrund seiner Reaktionsträgheit nicht ausfallen. Im Gegensatz dazu ist bei Calcit mit einer schnellen Ausfällung zu rechnen.

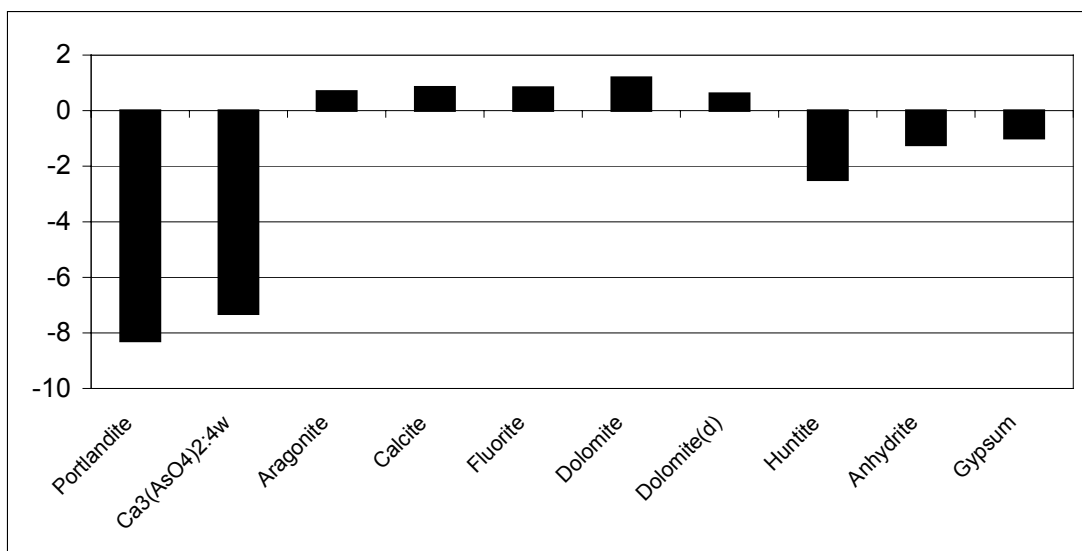


Abb. 36: Sättigungsindizes der Calciumhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8

Auch Mn weist z.T. übersättigte Phasen auf, die in Abb. 37 dargestellt sind. Dazu zählen Manganit (MnOOH), Hausmannit (Mn_3O_4) sowie Bixbyit (Mn_2O_3). Ein weiteres übersättigtes Mineral ist der CaF_2 .

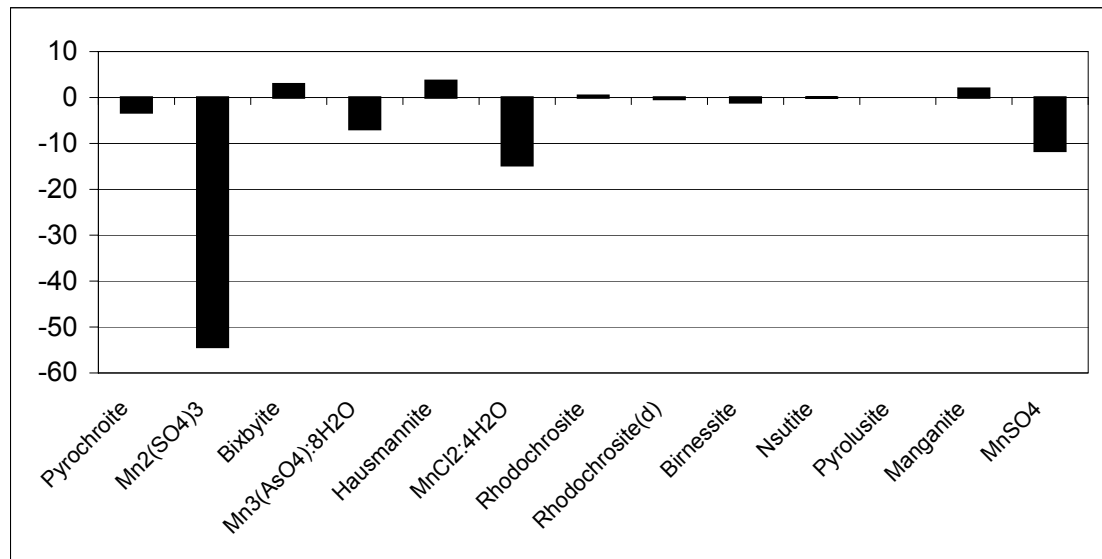


Abb. 37: Sättigungsindizes der Manganhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8

6.2.1.4 Ergebnisse der Probe WZ2/8

Zunächst ist festzuhalten, dass auch diese Probe mit einem Fehler von 29,9 % keine ausreichende Analysengenauigkeit bietet. Auch dieses Wasser ist gering bis mittelmäßig stark mineralisiert (Ionenstärke=15,72 mmol/l) und zählt zum Typ Ca-SO₄²⁻-Wasser (Ca 4,369 mmol, SO₄²⁻ 3,437 mmol).

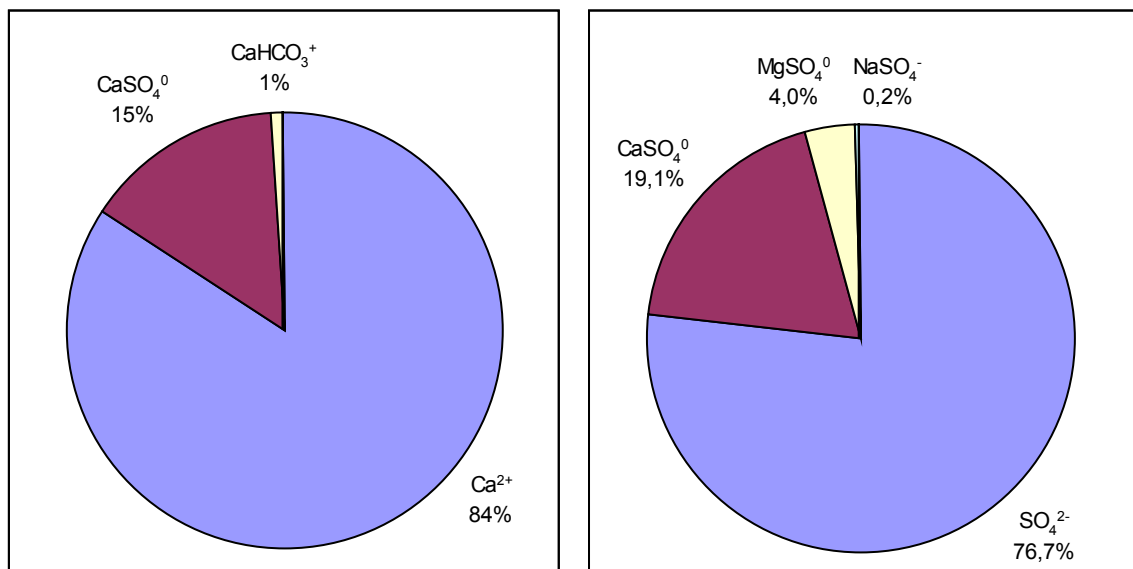


Abb. 38: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WZ1/8

Die Elemente Ca, Mg, K und Na liegen größtenteils als freie Ionen vor, wobei Ca sowie Mg zu 84 % und K sowie Na zu 99 % in freier Form vorliegen. Zu einem geringeren Anteil von 1 bis 15 % bilden die vier erwähnten Elemente Kationen-Sulfat-Komplexe. Außerdem befinden sich, wie im linken Bild der Abb. 38 dargestellt, Ca- aber auch Mg-Hydrogenkarbonat-Komplexe im Wasser, die einen Anteil von 1 % ausmachen. Chlorid liegt aus dem in Kapitel

6.2.1.2 bereits erwähnten Grund auch im Wasser des Feuchtgebietszuflusses fast ausschließlich als freies Ion vor.

S(6) befindet sich prädominant in Form von freien Ionen im Wasser (Abb. 38). Zu einem geringeren Anteil kommen die nullwertigen Spezies CaSO_4 und MgSO_4 vor.

Neben den bereits beschriebenen Elementen liegen auch Ba, Li, Ni, Sr sowie Zn zum überwiegenden Teil als freie Ionen vor. Allerdings sind die Hauptkomplexparker bei den einzelnen Elementen unterschiedlich. Während Ba, Li, Sr und Zn zu einem großen Teil mit Sulfat Komplexe bildet, überwiegt bei Ni neben freien Ionen die Spezies NiCO_3 . Al liegt im Gegensatz zu den bereits erwähnten Elementen in Form verschiedener Fluorid-Komplexe vor, wobei die Spezies AlF_3 mit 65,4 % überwiegt. Mit 27,9 % stellt AlF_2^+ den zweithäufigste Al-Komplex dar.

Cu, Fe und Mn liegen in verschiedenen Oxidationsstufen vor. Kupfer kommt in der Oxidationsstufe Cu(2) in größter Konzentration vor, wobei 46 % in freier Form Cu^{2+} , 19 % in Form der nullwertigen Spezies CuCO_3 und 18 % als CuHCO_3^+ -Komplex vorliegen. Bei Betrachtung der Oxidationsstufen von Fe ist erkennbar, dass Fe(3) in höherer Konzentration als Fe(2) vorkommt. Im Gegensatz zu Fe(3), welches in Form verschiedener Hydroxid-Komplexe im Wasser enthalten ist (82,9 % $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$), liegt Fe(2) überwiegend in freier Form und zu einem geringeren Anteil in Form der Spezies FeSO_4^0 und FeHCO_3^+ . Die gleiche Speziesverteilung wie Fe(2) weist Mn(2) auf. Allerdings ist Mn in der Oxidationsstufe Mn(2) in größter Konzentration vorhanden. Mn(3) ist in äußerst geringer Konzentration im Wasser enthalten, was auf die erst ab einem $p\text{E} > +10$ einsetzende Oxidation zurückzuführen ist (Kapitel 6.2.1.3).

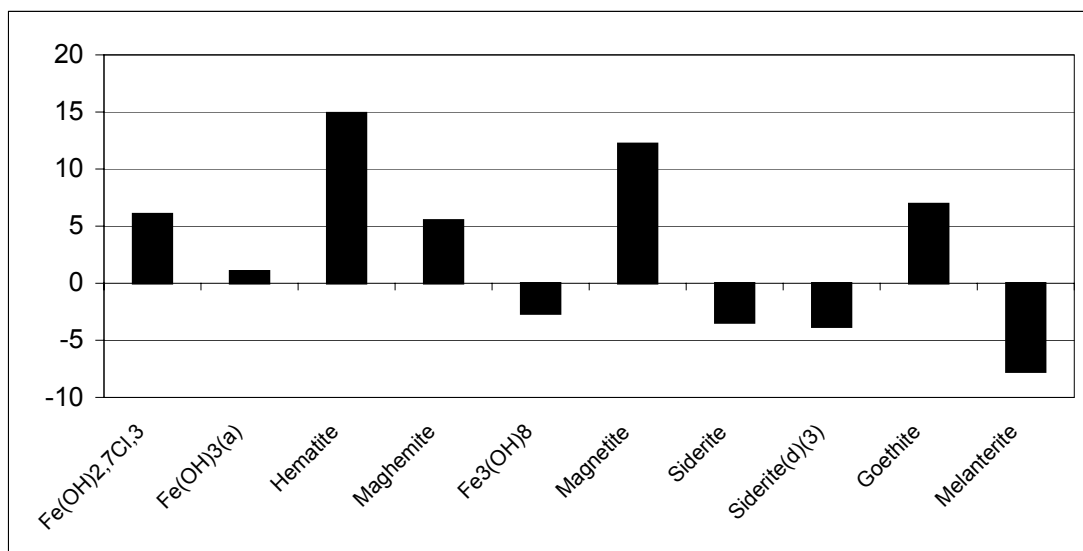


Abb. 39: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8

Bezüglich der übersättigten Eisenhaltigen Mineralphasen (Abb. 39) fällt auf, dass die gleichen Phasen wie bei den Proben HS1/8 sowie WIE1/8 übersättigt vorliegen und daher auch bei dieser Probe amorphes $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ausfällt, während Hämatit, Goethit und Magnetit nicht direkt

ausfällt (Kapitel 6.2.1.2). Alle Aluminiumhaltige Minerale weisen mit Ausnahme von Diaspor (AlOOH), welcher mit einem SI von 0,7 nur gering übersättigt ist, eine Untersättigung auf. CaF_2 liegt mit einem SI von 0,78 ebenfalls übersättigt vor.

6.2.1.5 Ergebnisse der Probe WW1/8

Auch die Probe WW1/8 unterscheidet sich im Hinblick auf die Ionenstärke und dem Wassertyp nicht von den anderen Wasserproben. Somit ist das Wasser gering bis mittelmäßig stark mineralisiert (Ionenstärke 15,04 mmol/l) und gehört zum Typ Ca-SO_4^{2-} -Wasser (Ca 4,244 mmol, SO_4^{2-} 3,437 mmol). Außerdem ist der Fehler mit 40,5 % sehr hoch und somit die Analysengenauigkeit nicht ausreichend.

An der Speziesverteilung der Hauptkationen Ca , Mg , K und Na sind keine Unterschiede zu den anderen Proben festzustellen. Folglich liegen diese vier Ionen zum überwiegenden Teil in Form von freien Ionen (Ca 85,6 %, Mg 84 %, K und Na 99 %) und zu einem geringeren Anteil von 1 % (K , Na) bis 15 % (Ca , Mg) in Form von Kationen-Sulfat-Komplexen vor. Chlorid tritt zu nahezu 100 % in freier Form vor.

Neben den Hauptkationen liegt auch das Hauptanion S(6) vorherrschend als freies Ion vor (Abb. 40). Daneben bildet es wie in Abb. 40 ersichtlich nullwertige Komplexe mit Ca und zu einem weitaus geringerem Anteil mit Mg .

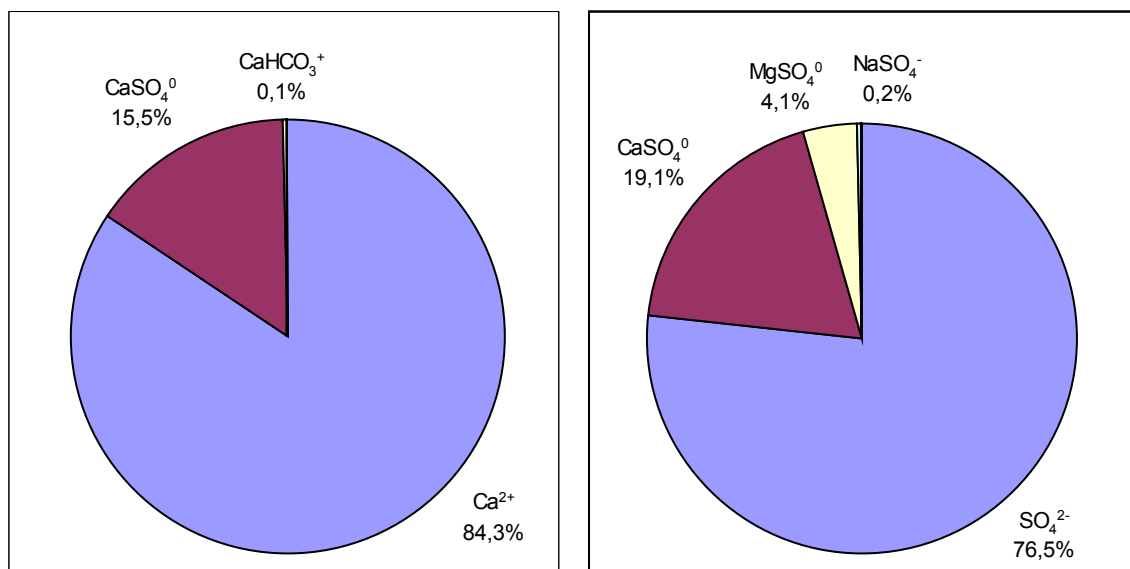


Abb. 40: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WW1/8

Auch die Elementen Ba , Li , Ni , Sr sowie Zn weisen in ihrer Speziesverteilung keine Unterschiede zum Zufluss des Feuchtgebietes auf. So liegen diese Elemente überwiegend als freie Ionen vor und bilden darüber hinaus mit Ausnahme von Ni Sulfat-Komplexe. Bei Ni überwiegt neben freien Ionen die Spezies NiCO_3 . Während alle bereits erwähnten Elemente zum überwiegenden Teil in Form freier Ionen vorliegen, ist Al ein Komplexbildner. Dabei liegt Al

in Form verschiedener Fluorid-Komplexe vor, wobei die Spezies AlF_3 mit 65,4 % überwiegt und AlF_2^+ mit 27,9 % den zweithäufigste Al-Komplex darstellt.

In Bezug auf die redoxsensitiven Elemente ist festzustellen, dass Cu vorherrschend als Cu(2) vorliegt. Im Gegensatz zum Feuchtgebietszufluss, in welchem neben dem freien Ion die schwachen Carbonat-Komplexe vorkommen, weist die Probe WW1/8 neben Cu^{2+} -Ionen (52,0 %) den stabilen Hydroxid-Komplex $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ (26,0 %) in größeren Mengen auf. Aber auch weniger stabile Sulfat- und Karbonat-Komplexe sind im Wasser der Probe WW1/8 enthalten. Keine Speziesunterschiede zur Wasserprobe des Feuchtgebietszuflusses wurden bei Fe(2) und Fe(3) sowie Mn(2) und Mn(3) festgestellt (Kapitel 6.2.1.4). Allerdings ist zu bemerken, dass der einzelne prozentuale Anteil bei Fe(3) abweichend von denen des Feuchtgebietszuflusses sind. So liegt bei Probe WW1/8 70 % als Komplex $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ und 30 % in Form von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ vor.

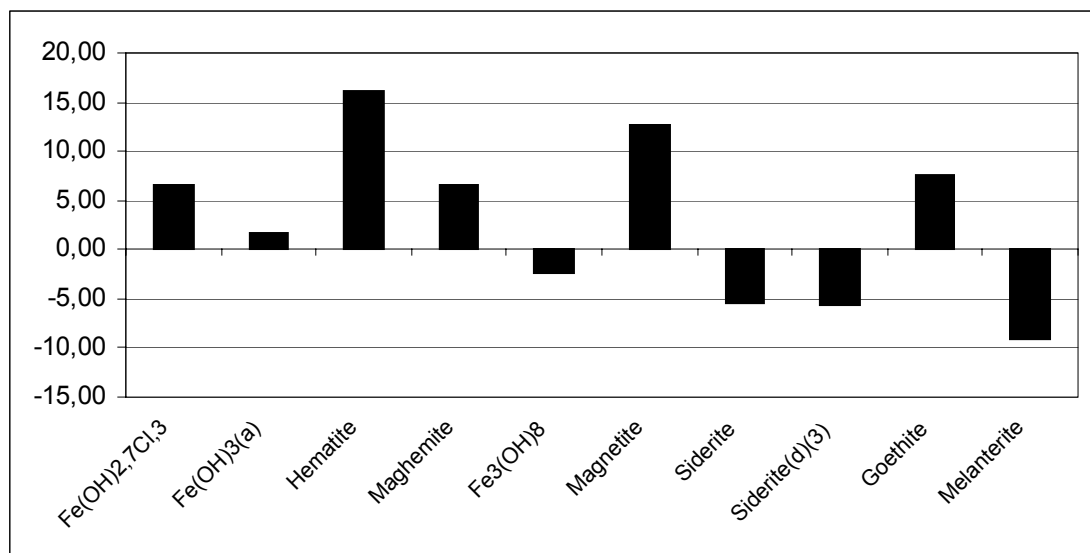


Abb. 41: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WW1/8

Die übersättigten Eisenhaltigen Mineralphasen der Probe WZ1/8 sind denen der Probe WW1/8 sehr ähnlich, d.h. wie auch schon bei den anderen Proben sind auch hier die Mineralphasen $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$, Hämatit, Magnetit, Maghemit und Goethit übersättigt. Des weiteren sind die Aluminiumhaltigen Mineralphasen Gibbsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$) und Diaspor (AlOOH) übersättigt (Abb. 42). Auch CaF_2 weist mit einem SI von 0,79 eine Übersättigung auf.

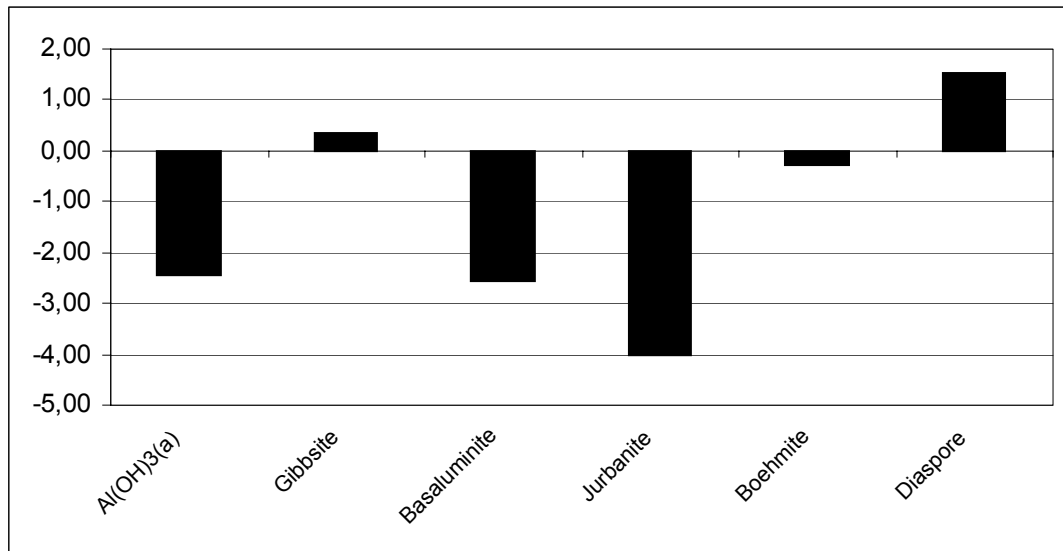


Abb. 42: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe WW1/8

6.2.1.6 Ergebnisse der Probe WA1/8

Auch im Abfluss des Feuchtgebietes sind keine wesentlichen Unterschiede im Vergleich zu den anderen Feuchtgebietsproben festzustellen. Mit einer Ionenstärke von 16,29 mmol/l ist dieses Wasser ebenfalls gering bis mittelmäßig stark mineralisiert und zählt mit einer Ca-Molarität von 4,494 mmol/l sowie einer SO_4^{2-} -Molarität von 3,646 mmol/l zum Typ Ca- SO_4^{2-} -Wasser. Der prozentuale Fehler liegt bei 23,6 % und ist somit auch für diese Analyse sehr hoch.

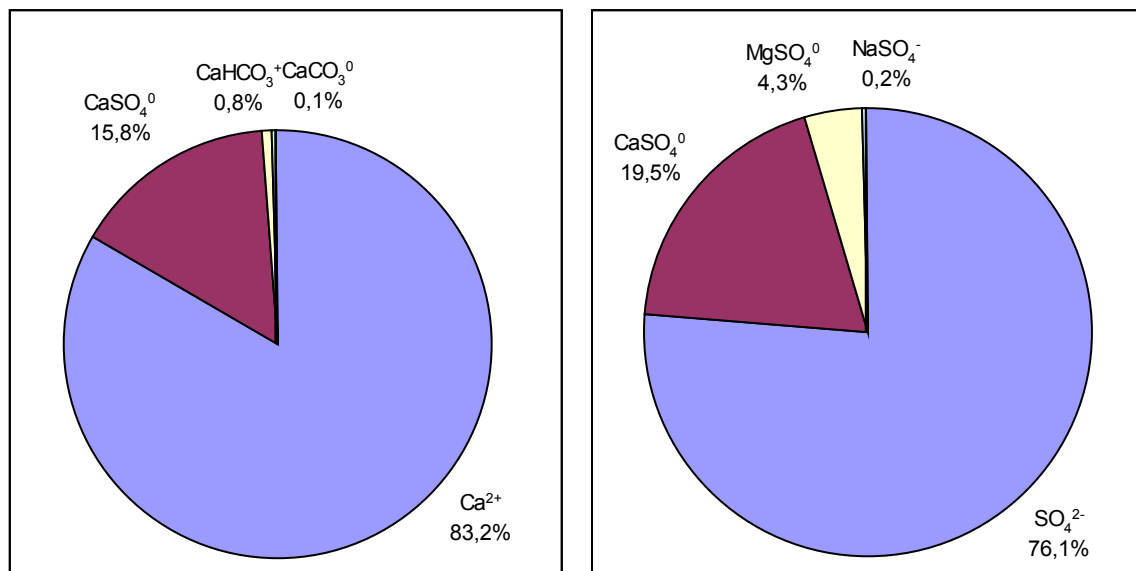


Abb. 43: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WA1/8

An der Speziesverteilung der Hauptkationen ist auch im Wasser des Feuchtgebietsabflusses keine Änderungen festzustellen, d.h. Ca, Mg, K und Na kommen zu 82 bis 99 % in Form frei-

er Ionen vor und bilden zu 1 bis 16 % Kationen-Sulfat-Komplexe. Zu einem Anteil ≤ 1 % treten Ca- bzw. Mg-Hydrogenkarbonat-Komplexe auf. Cl liegt zu 100 % in freier Form vor.

S(6) liegt ebenfalls vorherrschend als freies Ion vor, bildet aber auch zu einem geringerem Anteil Komplexe mit Ca und Mg (Abb. 43).

Die Elementen Ba, Li, Ni sowie Sr weisen mit Ausnahme von Ni dieselbe Speziesverteilung wie die Proben WZ1/8 und WW1/8 auf. Demnach liegen Ba, Li und Sr überwiegend als freie Ionen vor und bilden daneben Sulfat-Komplexe. Im Gegensatz zu den anderen Feuchtgebietsproben, bei denen Ni hauptsächlich in Form freier Ionen auftritt, weist Probe WA1/8 zu einem Anteil von 80 % den nullwertigen Komplex NiCO_3^0 auf. Ni^{2+} -Ionen stellen mit nur 15 % einen untergeordneten Anteil dar. Bei Al ist ebenfalls ein Unterschied zu den anderen Wasserproben festzustellen. So liegen 44,2 % als $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ -Komplex vor. Daneben treten verschiedene Fluorid-Komplexe auf.

Während das redoxensitive Element Cu(2) in den Feuchtgebietsproben WZ1/8 und WW1/8 überwiegend in freier Form vorliegt, befindet sich im Wasser des Abflusses überwiegend $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ (59 %) und zu einem Anteil von 29 % CuCO_3^0 . Auch in diesem Wasser ist die Konzentration von Fe(3) höhere als die von Fe(2). Die Speziesverteilung des Fe(2) hat sich nicht verändert. Zum überwiegenden Teil liegt Fe(2) in freier Form und zu einem geringerem Anteil in Form der Spezies FeSO_4^0 und FeHCO_3^+ vor. Im Gegensatz dazu ist bei Fe(3) nicht wie bei den anderen Feuchtgebietsproben $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ sondern $\text{Fe}(\text{OH})_3$ die prädominante Spezies. Bei Mn(2) fällt auf, dass der prozentuale Anteil der im Wasser überwiegend vorhandenen Mn^{2+} -Ionen auf 77,5 % abgenommen hat. Die Anteile der darüber hinaus im Wasser befindlichen Komplexe FeSO_4^0 und FeHCO_3^+ sind unverändert, während der Anteil von MnCO_3^0 von <1 % auf 4,5 % angestiegen ist.

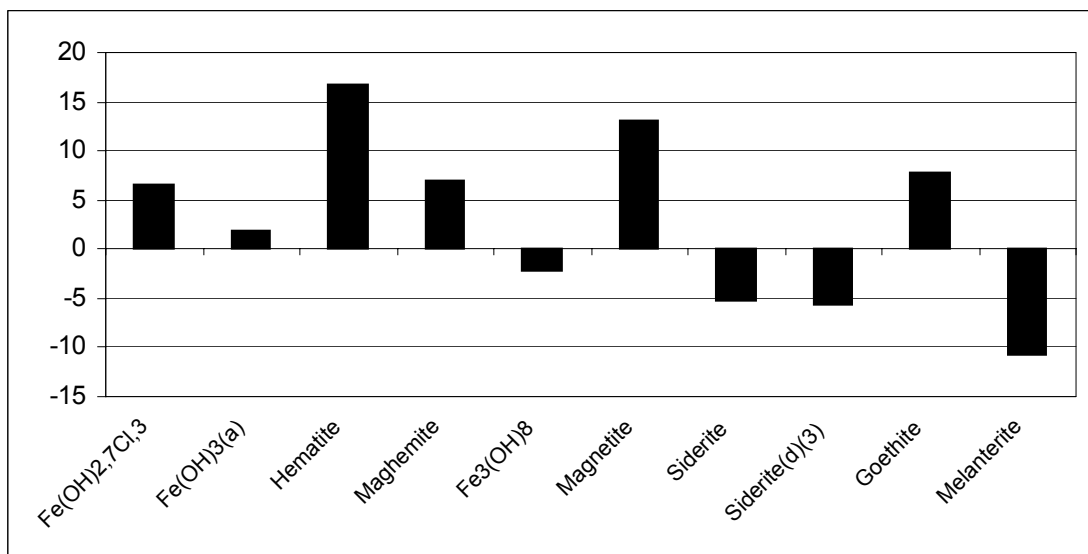


Abb. 44: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WA1/8

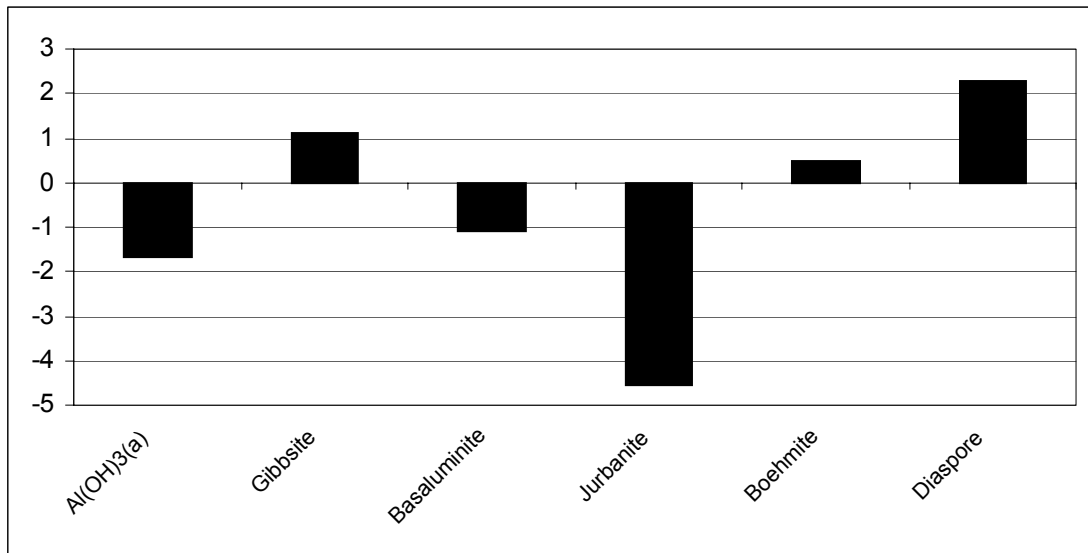


Abb. 45: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe WA1/8

In Abb. 44 und Abb. 45 sind die Sättigungsindizes von Fe und Al dargestellt. An diesen ist erkennbar, dass die bereits in Probe WZ1/8 und WW1/8 übersättigten Mineralphasen auch in Probe WA1/8 einen positiven Sättigungsindex aufweisen. Dies sind im einzelnen die eisenhaltigen Mineralphasen Fe(OH)₃(a), Hämatit, Magnetit, Maghmetit und Goethit sowie die Aluminiumhaltigen Mineralphasen Gibbsite und Diaspor. Außerdem liegt Boehmit in geringer Übersättigung vor (SI 0,5). Wie in allen anderen Probe ist auch hier die Mineralphase CaF₂ (SI 0,81) übersättigt.

6.2.2 Statistische Auswertung der Messergebnisse

Zunächst ist zu bemerken, dass für die statistischen Analysen für jeden Parameter jeweils nur 5 bzw. 6 Werte (5 bzw. 6 Probenahmen) zur Verfügung standen und auf Grund dieser Tatsache systematische Fehler auftreten. Eine bessere statistische Aussage wäre durch mehr Werte (und damit mehr Probenahmen) gegeben. Alle statistischen Analysen wurden mit Hilfe des Programms SPSS für Windows (Version 11.0.) durchgeführt.

Zunächst wurden alle Messgrößen auf Normalverteilung untersucht, da z.B. eine Regressionsanalyse nur dann durchgeführt werden kann, wenn X und Y normalverteilt sind, die Messgrößen unabhängig sind, X und Y fehlerfrei gemessen wurden und eine lineare Abhängigkeit zwischen X und Y besteht (MERKEL & FLESCHE, 2002). Dabei ergab die Prüfung auf Normalverteilung, dass die einzelnen Parameter nicht normalverteilt sind und somit eine lineare Regressionsanalyse nicht durchführbar ist. Zur Veranschaulichung sei hier das Beispiel Eh-Wert der Probe WZ2 dargestellt (Abb. 46). Es ist deutlich erkennbar, dass keine Normalverteilung vorliegt.

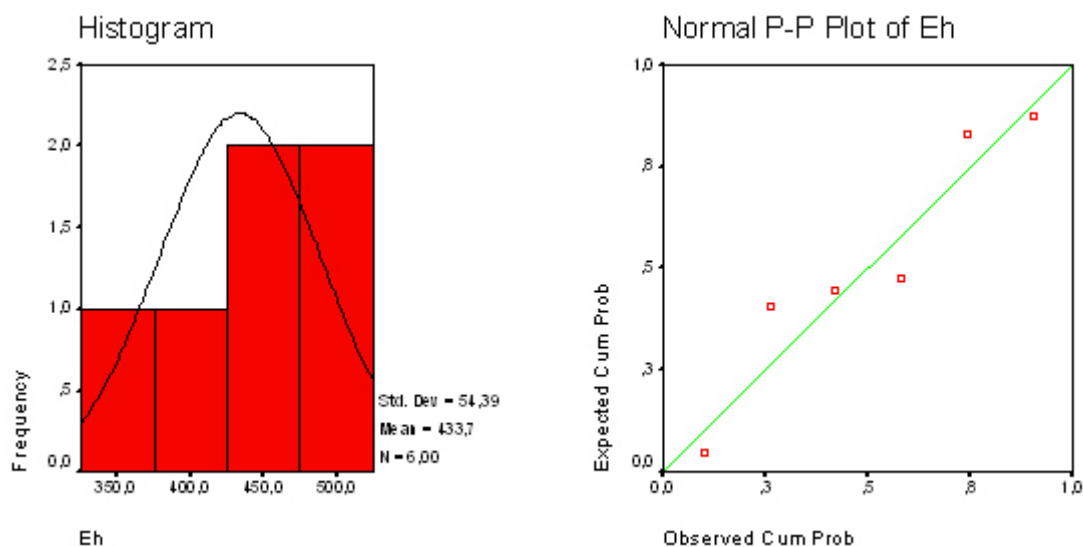


Abb. 46: Histogramm und Summenkurve der Wahrscheinlichkeitsverteilung des Eh-Wertes (Probe WZ2)

Aufgrund der nicht normalverteilten Messgrößen, erfolgte die Berechnung der Korrelation mit Hilfe der Rangkorrelation nach SPEARMAN. Dabei wurden Werten unterhalb der Nachweisgrenze mit Hilfe des Programms EXCEL Zufallszahlen zugewiesen und missing values wurden durch den Mittelwert der gegebenen Daten des jeweiligen Parameters ersetzt. Bei der Auswertung der Korrelationsmatrizen ist darauf zu achten, dass nur statistische Zusammenhänge betrachtet werden. Es ist also abzuwägen, ob die betrachteten Parameter in einem Zusammenhang stehen. Alle Korrelationsmatrizen sind in Anlage XV zu finden und werden bei den Auswertungen der einzelnen Parameter mit einbezogen.

6.2.3 Physikochemische Vorortparameter

6.2.3.1 pH-Wert

Bei jeder Probenahme wurden an allen Wasserproben eine pH-Wert-Messungen durchgeführt, die in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dokumentiert sind. In Abb. 47 wurden die gemessenen pH-Werte über die Zeit dargestellt.

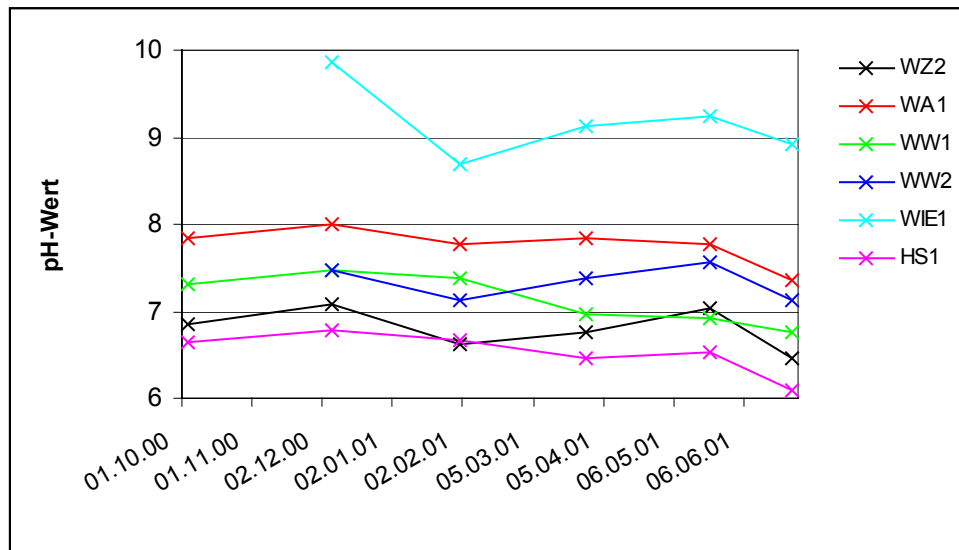


Abb. 47: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes der Wasserproben

Beim Vergleich der einzelnen Proben ist erkennbar, dass die Probe HS1 wie zu erwarten die geringsten pH-Werte (6,1 – 6,8) aufweist, da das entnommene Wasser dem Bergwerk entstammt. Anhand der pH-Werte ist das Wasser der Probe HS1 als leicht sauer zu beurteilen.

Die pH-Werte der Wasserproben WIE1 liegen im Bereich von 8,7 bis 9,9 und sind somit als basisch einzustufen. Ursache für die Entstehung dieser basischen pH-Werte ist die Zugabe von Kalkmilch zum Grubenwasser.

Aus Abb. 47 ist außerdem ersichtlich, dass die Wasserproben des Feuchtgebietes (WA1, WW1, WW2) zum größten Teil einen neutralen bis basischen pH-Wert (7,0 bis 8,0) aufweisen, wobei die Werte der Proben des Feuchtgebietsabflusses (WA1) mit einem pH von 7,4 bis 8,0 am höchsten liegen. Eine Ausnahme bilden mit neutralen bis leicht sauren pH-Werten (6,5 bis 7,1) die Proben des Probenahmepunktes WZ2. Des weiteren ist zu erkennen, dass zwei der Proben des Feuchtgebietswasser WW1 (Probenahme vom 22.05.01 und 27.06.01) mit pH-Werten von 6,8 und 6,9 ebenfalls leicht sauer sind.

Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs ist erkennbar, dass der pH-Wert der Probe WIE1 stärker schwankt als der aller anderen Proben (WZ2, WA1, WW1, WW2, HS1), die im zeitlichen Verlauf nur geringe Schwankungen aufweisen. Es ist denkbar, dass diese Schwankungen in den einzelnen Wasserproben durch unterschiedlich hohe Gehalte an gelösten Stoffen zustande kommen. Im Feuchtgebiet ist eine Beeinflussung des pH-Wertes durch die biologische Aktivität der Pflanzen, Algen und anderer Organismen anzunehmen. Durch solche Organis-

men, die dem Wasser durch Photosynthese CO_2 entziehen und Protonen binden, steigt der pH-Wert an und das Wasser erhält einen basischen Charakter. Dies ist ein Grund dafür, dass die Wasserproben des Feuchtgebietsabflusses und des Feuchtgebietes selbst stärker basisch sind als die des Zuflusses. Auch das Ausgasen von überschüssigem CO_2 während des Durchflusses durch das Feuchtgebiet führt zu einem Anstieg des pH-Wertes. So stieg der pH-Wert von 6,8 (WZ2) auf 7,8 (WA1) bei gleichzeitiger Abnahme des CO_2 -Gehaltes von 15 mg/l auf 3 mg/l (berechnet nach DEV D8, Kapitel 6.2.3.6).

Der pH-Wert bestimmt die Löslichkeit vieler Elemente, so auch die der Metallionen wie zum Beispiel Eisen, Mangan, Aluminium und Magnesium. Weisen Wässer einen sauren pH-Wert auf, sind die meisten Metall-Ionen als Kationen löslich, bei steigendem pH-Wert allerdings fallen sie als Hydroxide oder basische Salze aus. So erfolgt eine Ausfällung von Fe(III)-Ionen ab einem pH-Wert von 3, von Fe(II)-Ionen ab einem pH-Wert von 5,1. Eine Ausfällung von Mn-Ionen erfolgt erst über einem pH-Wert von 8. Betrachtet man die in Abb. 47 dargestellten Ergebnisse, ist anhand der gemessenen pH-Werte erkennbar, dass im gesamten Feuchtgebiet eine Ausfällung von Fe(III)- und Fe(II)-Ionen erfolgt. Eine Ausfällung von Mangan ist in Betracht der pH-Werte nur im Bereich des Feuchtgebietsabflusses denkbar. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass dennoch eine Mn-Oxidation bei den im Feuchtgebiet vorherrschenden pH-Bedingungen unter Beteiligung von Bakterien und Pilzen stattfindet (MATTHESS, 1994).

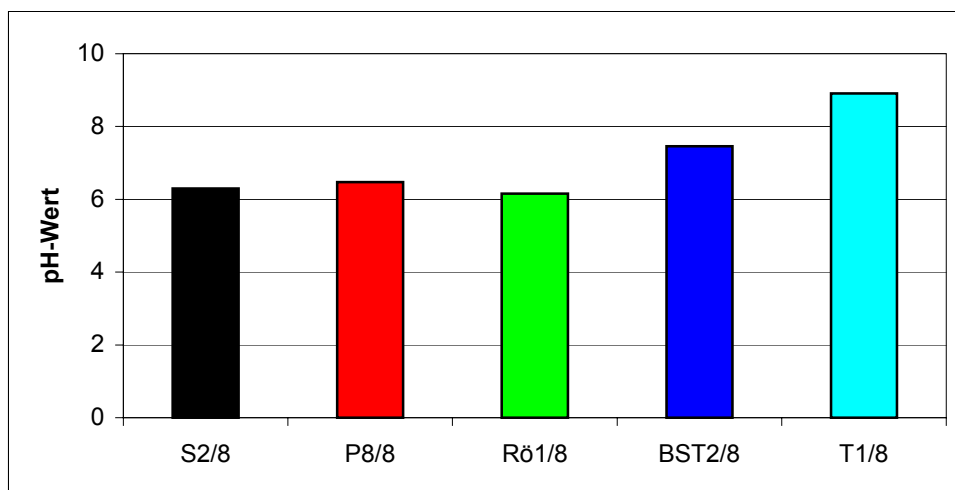


Abb. 48: pH-Wert der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

In Abb. 48 sind die pH-Werte der Komplettprobenahme dargestellt. Die aus dem Sedimentationsteich entnommene Wasserprobe weist einen pH-Wert von 8,9 auf und ist somit als basisch einzustufen. Ursache ist auch hier die bereits an Probe WIE1 erwähnte Zugabe von Kalkmilch zum Grubenwasser. Die Probe Röl/8 ist eine Sickerwasserprobe, die einen geringeren pH-Wert (6,2) als die Teichwasserprobe aufweist und leicht sauer ist. Bedingt ist diese pH-Wert-Absenkung durch Ionenaustauschprozesse zwischen Wasser und Boden. Die Proben

BST2/8, P8/8 sowie S2/8 sind Grundwasserproben. Mit einem pH-Wert von 7,5 ist das Wasser der Probe BST2/8 als basisch einzustufen. Die dem Feuchtgebiet entnommenen Grundwasserproben weisen mit pH-Werten von 6,5 (P8/8) und 6,3 (S2/8) geringere Werte als die Oberflächenwasserproben des Feuchtgebietes auf und sind beide leicht sauer.

6.2.3.2 Temperatur

Auf der Erdoberfläche und in den obersten Schichten der Erdkruste werden die Temperaturen fast ausschließlich durch den Energieaustausch zwischen Sonne, Boden und Atmosphäre bestimmt.

Bei jeder Probenahme wurde an allen Wasserproben eine Temperatur-Messung durchgeführt und zusätzlich die Lufttemperatur gemessen. Die Messergebnisse sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dokumentiert.

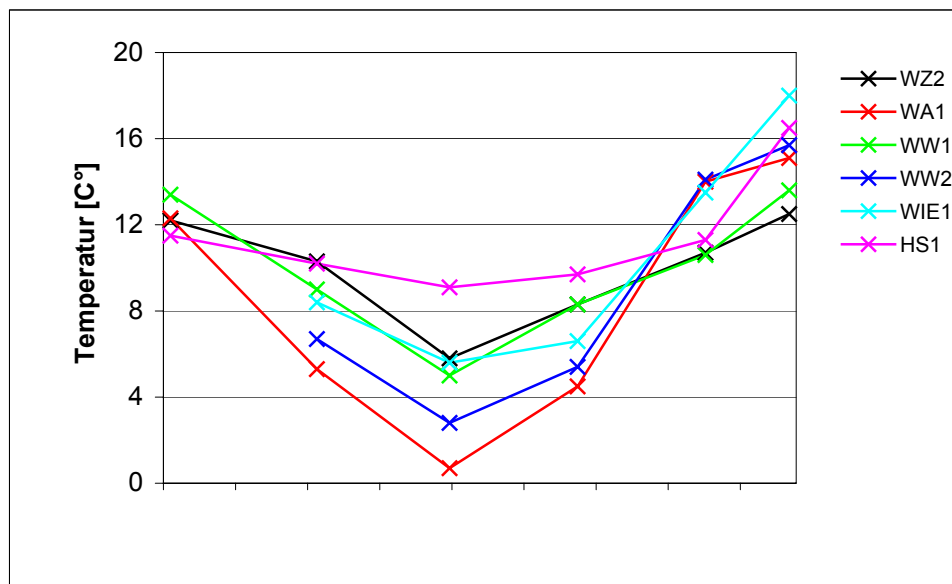


Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Temperatur der Wasserproben

In Abb. 49 ist der zeitliche Verlauf der Temperatur der Wasserproben dargestellt, aus dem ersichtlich ist, dass alle Wasserproben ähnliche Temperaturverläufe aufweisen, an denen jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen deutlich erkennbar sind. Somit fällt und steigt die Wassertemperatur unter anderem in Abhängigkeit von der Lufttemperatur. Dabei ist die Korrelation zwischen beiden Werten bei allen Wasserproben mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,943 bzw. 0,975 (WIE1) und einem Signifikanzniveau von 0,01 sehr hoch.

Die Schwankungsbreite der Temperatur allerdings ist bei den einzelnen Proben unterschiedlich. Geringe Temperaturschwankungen mit Ausnahme der letzten Probenahme vom 27.06.01 weist das dem Bergwerk entstammende Wasser der Probe HS1 mit Temperaturen zwischen 11,5 °C (04.10.00) und 9,1 °C (01.02.01) auf.

An der Probe des Wiesenbachs (WIE1) sind stärkere Temperaturunterschiede zu verzeichnen, welche unter anderem durch die Intensität der Wärmeeinstrahlung verursacht werden.

Innerhalb des Feuchtgebietes schwanken die Wassertemperatur der einzelnen Proben. Während im Feuchtgebietsabflusses (WA1) mit Werten von 15,1 °C (27.06.01) bis 0,7 °C (01.02.01) sehr starke Schwankungen auftreten, weisen die anderen Feuchtgebietswasserproben geringere Temperaturunterschiede auf. Allerdings ist aus Abb. 49 auch erkennbar, dass die in den vorangegangenen Probenahmen kälteren Proben WA1 und WW2 bei den Probenahmen vom 22.05.01 und 27.06.01 höhere Temperaturen als die Proben WZ2 und WW1 aufweisen. Auch innerhalb des Feuchtgebietes werden die Temperaturunterschiede durch die Erwärmung bzw. Abkühlung des Wassers während des Durchflusses durch das Feuchtgebiet aufgrund der Wärmeein- und -ausstrahlung verursacht.

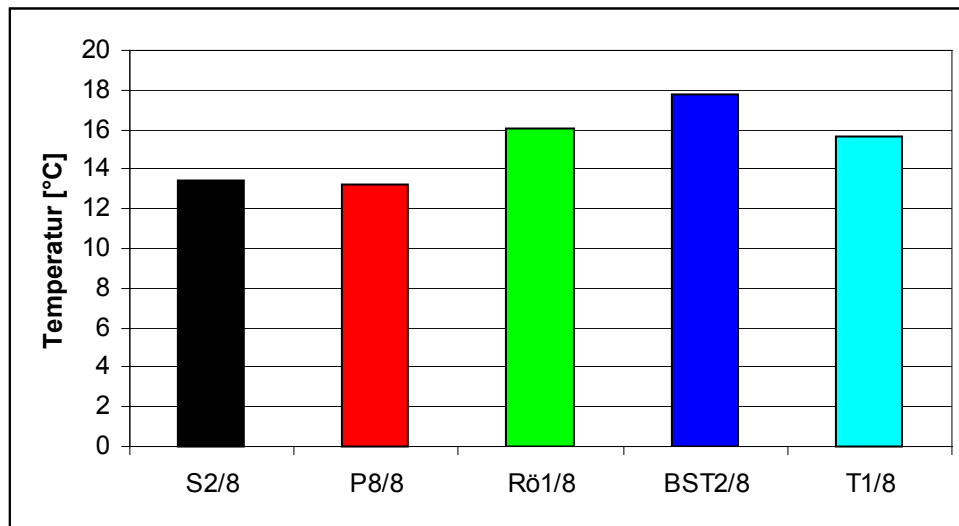


Abb. 50: Temperatur der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

In Abb. 50 sind die Wassertemperaturen der Komplettprobenahme dargestellt. Die Grundwasserproben des Feuchtgebietes (S2/8, P8/8) weisen eine Temperatur von etwa 13,0 °C auf und sind somit kälter als die Oberflächenwasserproben des Feuchtgebietes. Eine Temperatur von 17,8 °C wurde an der Probe BST2/8, welche sich auf dem Damm befindet, gemessen. Die Temperatur der Probe Rö1/8 ist mit 16,1°C etwas niedriger. An der Wasserprobe des Teiches wurde eine Temperatur von 15,7°C gemessen.

6.2.3.3 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit lässt Rückschlüsse auf den Elektrolytgehalt eines Wassers zu. Sie ist abhängig von der Temperatur, von der Konzentration und dem Dissoziationsgrad des gelösten Stoffes sowie von der Wertigkeit und der Wanderungsgeschwindigkeit der gebildeten An- bzw. Kationen. Durch eine Korrelationsanalyse (Anlage XV) konnte zwischen einige Ionen und der Leitfähigkeit ein statistischer Zusammenhang festgestellt werden. Zu diesen

Ionen gehören SO_4^{2-} , (WIE1) sowie Ca^{2+} und Na^+ (WW1), deren Korrelationskoeffizient bei einem Wert von 0,01 signifikant ist (hoch signifikant). Somit wird z.T. bestätigt, dass die Leitfähigkeit mit der Konzentration an gelösten Stoffen in Abhängigkeit steht. Ein Korrelation zwischen Temperatur und Leitfähigkeit konnte jedoch nicht festgestellt werden. In Tab. 22 sind Richtwerte für die elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wässer zusammengestellt.

Tab. 22: Leitfähigkeiten verschiedener Wässer in $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Wasser	Leitfähigkeit	Quelle
Regenwasser	5 - 30	HÖLTING (1996)
Regenwasser; Schneewasser	10 - 100	HÜTTER (1990)
sehr schwach mineralisiertes Grund- bzw. Oberflächenwasser	50 - 200	HÜTTER (1990)
schwach mineralisiertes Wasser; Tafelwasser	200 - 500	HÜTTER (1990)
gut mineralisiertes Grund- bzw. Quellwasser	500 - 2000	HÜTTER (1990)

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** befinden sich die gemessenen Leitfähigkeiten der Wasserproben. Der zeitliche Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben ist in Abb. 51 dargestellt.

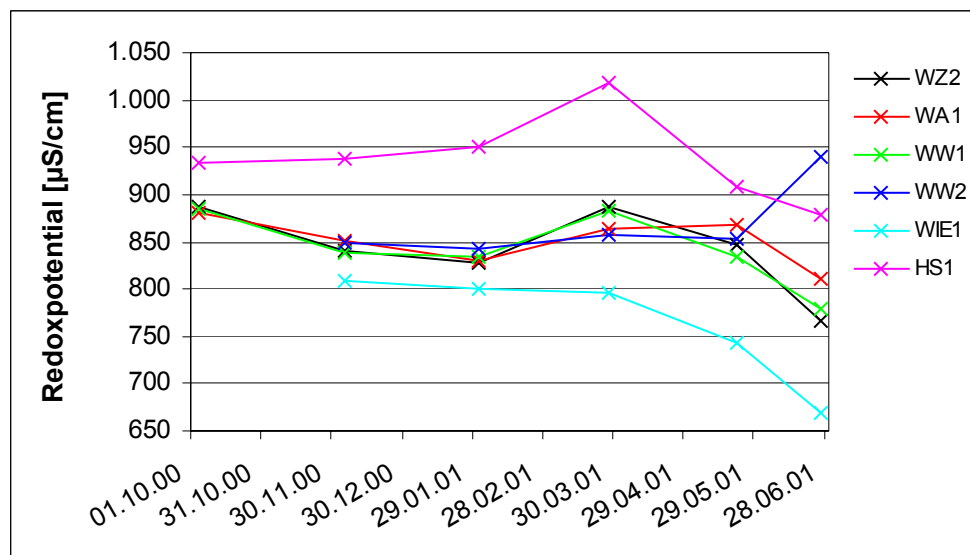


Abb. 51: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben

Es ist erkennbar, dass die Wasserproben HS1 mit Werten zwischen 878 und 1019 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die höchsten Leitfähigkeiten aufweisen und nach HÜTTER (1990) somit als gut mineralisiertes Grundwasser- bzw. Quellwasser einzustufen sind. Allerdings ist das Wasser des Hauptschachtes kein Grundwasser sondern Grubenwasser.

Die Wasserproben WIE1 weisen mit Leitfähigkeiten zwischen 809 und 668 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die niedrigsten Werte auf. Auch diese Proben sind nach HÜTTER (1990) als gut mineralisiertes Grund- bzw. Quellwasser einzustufen. Allerdings ist zu beachten, dass das Wasser zwar gut mineralisiert ist, es sich jedoch nicht um ein Grund- bzw. Quellwasser sondern um ein Oberflächenwasser handelt. Im Gegensatz zu den anderen Wasserproben ist bei dem Wasser des Wiesenbaches ein kontinuierlicher Abfall der Leitfähigkeit zu erkennen.

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen Werte zwischen 766 und 940 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf und sind somit nach HÜTTER (1990) ebenfalls gut mineralisierte Grund- bzw. Quellwässer. Während sich der zeitliche Verlauf der Leitfähigkeiten bei allen Proben des Feuchtgebietes bis zur Probenahme vom 28.03.2001 annähernd gleicht, ist bei der darauffolgenden Probenahme ein Absinken der Leitfähigkeit in Probe WZ1 sowie WW1 zu erkennen, wohingegen die Leitfähigkeiten der Proben WZ2 und WW1 relativ konstant bleiben. Im weiteren Verlauf sinken die Leitfähigkeiten des Feuchtgebieteswassers mit Ausnahme der Probe WW2 ab.

Die beobachteten Schwankungen der Leitfähigkeit sind unter anderem durch jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen und die damit verbundene Zu- bzw. Abnahme der Ionenbeweglichkeit zu erklären. Ein weiterer Grund für die schwankenden Leitfähigkeiten ist die unterschiedliche Konzentration der verschiedenen Ionen in den Wasserproben.

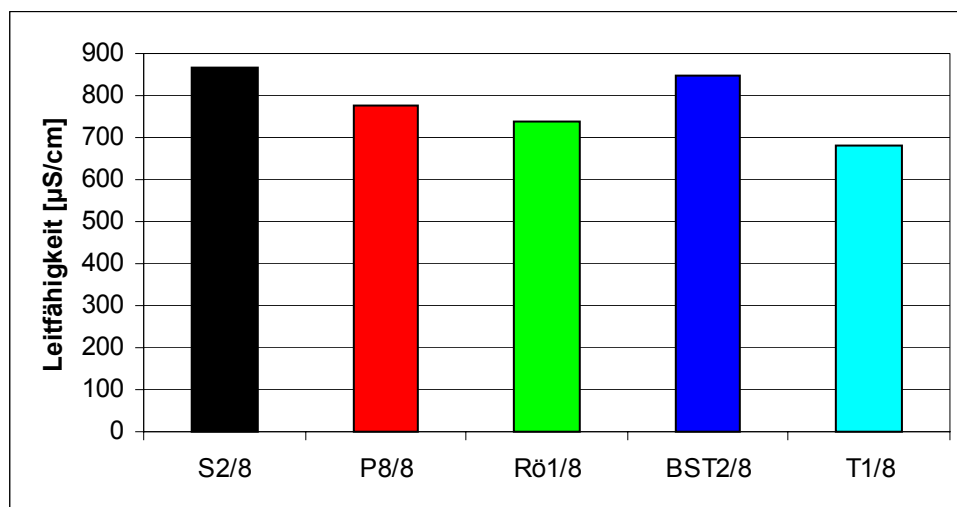


Abb. 52: Leitfähigkeit der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

In Abb. 52 sind die Leitfähigkeiten der Wasserproben der Komplettprobenahme dargestellt. Aufgrund der Messwerte sind alle Proben nach HÜTTER (1990) gut mineralisierte Grund- bzw. Quellwässer, wobei bemerkt werden muss, dass es sich bei dem Teichwasser um ein Oberflächenwasser handelt. An den Proben des Feuchtgebietes S2/8 und P8/8 wurden Leitfähigkeiten von 868 bzw. 775 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Die Wasserprobe BST2/8 besitzt mit 847 $\mu\text{S}/\text{cm}$ eine höhere Leitfähigkeit als Probe Rö1/8 mit einer Leitfähigkeit von 739 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Von allen Komplettproben weist jedoch das Teichwasser mit einer Leitfähigkeit von 679 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die geringste Mineralisierung auf.

6.2.3.4 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt eines Wasser bestimmt im wesentlichen dessen Redoxpotential und ist ausschlaggebend für dessen Oxidationsvermögen und der damit verbundenen Lösung oder Ausfällung von Stoffen. Des weiteren ist der Sauerstoffgehalt eines Wassers direkt proportional zum Partialdruck der Gasphase und umgekehrt proportional zur Temperatur und Ionenstärke eines Wassers (DVWK 110, 1996). Ein statistischer Zusammenhang zwischen Temperatur und Sauerstoffgehalt weist allerdings nur Probe WA1 mit einem Korrelationskoeffizienten von -0,829 und einem Signifikanzniveau von 0,05 auf (Anlage XV). Dabei ist zu beachten, dass sich die beiden Parameter gegensinnig verhalten und somit bewiesen ist, dass bei ansteigender Temperatur der Sauerstoffgehalt abnimmt.

In Anlage XVI sind die Sauerstoffgehalte aller untersuchten Proben aufgeführt. Allerdings können die Werte nur als Anhaltswerte angesehen werden, da die Messungen nicht in einer Durchlaufzelle vorgenommen wurden und somit Störungen durch Luftsauerstoff nicht auszuschließen sind. Dies gilt ebenso für das Redoxpotential.

An den Proben HS1 wurden Sauerstoffgehalte von 3,4 bis 4,7 mg/l gemessen, was einer Sättigung zwischen 30,0 % und 45,6 % entspricht. Somit liegen die Werte unter 100% und deuten auf eine Sauerstoffuntersättigung hin. Des weiteren ist erkennbar, dass die HS1-Proben im zeitlichen Verlauf der Sauerstoffgehalte nur geringe Schwankungen aufweisen.

Die Wasserproben WIE1 weisen Sauerstoffgehalte zwischen 7,6 und 10,4 mg/l (67 % bis 93 %) und sind somit zum größten Teil gering sauerstoffuntersättigt. Auch hier treten im zeitlichen Verlauf Schwankungen auf, wobei der Sauerstoffgehalt von 10,4 mg/l (Probenahme vom 06.12.2000) auf 7,7 mg/l (Probenahme vom 28.03.2001) kontinuierlich absinkt.

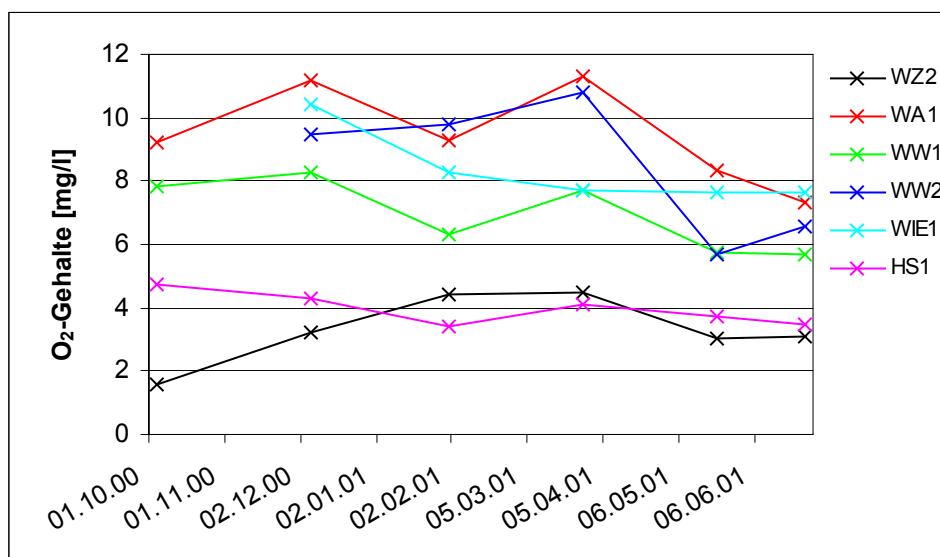


Abb. 53: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte der Wasserproben

Niedrige Sauerstoffkonzentrationen von 1,6 bis 4,5 mg/l und eine daraus folgende Sauerstoffuntersättigung weisen die Proben des Feuchtgebietszulaufes (WZ2) auf. Schwankungen im

zeitlichen Verlauf sind an Abb. 53 deutlich erkennbar. Da bei alle anderen Feuchtgebietsproben (WW1, WW2, WA1) eine geringe Sauerstoffuntersättigung gemessen wurde, ist anzunehmen, dass innerhalb des Feuchtgebietes hauptsächlich Oxidationsprozesse ablaufen. Dabei liegen die Sauerstoffgehalte der Proben des Punktes WW1 zwischen 5,7 und 8,3 mg/l, was einer Sättigung von 52 % bis 78 % entspricht. An den Wasserproben des Punktes WW2 wurden Sauerstoffgehalte von 5,7 bis 10,8 mg/l gemessen. Dies entspricht einer Sättigung von 57,4 % bis 90 %. Die Proben des Feuchtgebietsablaufes (WA1) weisen Sauerstoffgehalte zwischen 7,3 und 11,3 mg/l und eine Sättigung von 67,0 % bis 92,5 % auf. Im zeitlichen Verlauf weisen alle Feuchtgebietswasserproben starke Schwankungen auf (Abb. 53), die auf in Oberflächenwässern stattfindende chemisch-biologische Vorgänge zurückzuführen sind. So produzieren und verbrauchen photoautotrophe Organismen ständig Sauerstoff. Des weiteren laufen im Wasser Oxidationsprozesse ab, die Sauerstoff verbrauchen. Ist das Wasser in Bewegung, wird Sauerstoff aus der Luft gelöst.

Tab. 23: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben der Komplettprobenahme (27.06.2001)

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	O2	O2
			[mg/l]	[%]
Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	S2/8	27.06.2001	2,3	23,4
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	2,8	27,9
Drainageröhrchen vom Damm	Rö1/8	27.06.2001	7,2	77,2
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	8,3	88,1
Bohrung BST 2 auf Damm	BST2/8	27.06.2001	4,3	47,9

In Tab. 23 sind die Sauerstoffgehalte der Komplettprobenahme aufgelistet. Die dazugehörigen Grafiken befinden sich in Anlage XVII. Für die im Feuchtgebiet befindlichen Grundwasserproben S2/8 und P8/8 wurden Sauerstoffgehalte von 2,3 mg/l bzw. 2,8 mg/l ermittelt, was einer Sättigung von 23,4 % bzw. 27,9 % entspricht. Somit sind diese Proben sauerstoffuntersättigt und weisen zudem sehr viel niedrigere Sauerstoffgehalte als das Oberflächenwasser des Feuchtgebietes auf.

Die Wasserprobe BST2/8 weist einen Sauerstoffgehalt von 4,3 mg/l und eine Sättigung von 47,9 % auf. An Probe Rö1/8 wurde eine Sauerstoffgehalt von 7,2 mg/l (77,2 %) gemessen. Der Sauerstoffgehalt der Probe des Sedimentationsteiches liegt bei 8,3 mg/l (88,1 %). Alle drei Proben weisen eine Sauerstoffuntersättigung auf.

6.2.3.5 Redoxpotential

Das Redoxpotential wird durch den im Wasser vorhandenen Sauerstoff bestimmt und beeinflusst zusammen mit dem pH-Wert die Wasserlöslichkeit von Elementen wie Eisen und Mangan, die in verschiedenen Oxidationsstufen vorkommen. Allerdings konnte dieser Zusammenhang durch eine Korrelationsanalyse nur bei Probe WZ2 bestätigt werden. Dabei korre-

liert der Eh-Wert und der Sauerstoffgehalt signifikant bei einem Wert von 0,01 ($r=0,943$). Ebenfalls an Probe WZ2 wurde eine hohe Korrelation zwischen den Parametern Eh-Wert und Wassertemperatur festgestellt, wobei sich die beiden Messgrößen gegensinnig verhalten. Somit nimmt das Redoxpotential bei einem Temperaturanstieg aufgrund der Erniedrigung des Sauerstoffgehaltes ab. Nach OTTOW (1981) ist in natürlichen Grundwassersystemen eine Abfolge von Redoxreaktionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential festzustellen (HÖLTING, 1996). In Tab. 24 ist die Reihenfolge, in welcher die Redoxprozesse einsetzen, dargestellt.

Tab. 24: Reihenfolge der einsetzenden Redoxprozesse (HÖLTING, 1996). Werte in mV.

Redoxprozess	E _h -Wert
Sauerstoffaufnahme, oxidiertes Milieu	>400
Nitratreduktion	+600 bis +300
Manganreduktion	+500 bis +300
Eisenreduktion	+400 bis +180
Sulfatreduktion	+100 bis -200
Methanbildung	-150 bis -280

In Anlage XVI befinden sich die Messergebnisse der untersuchten Proben.

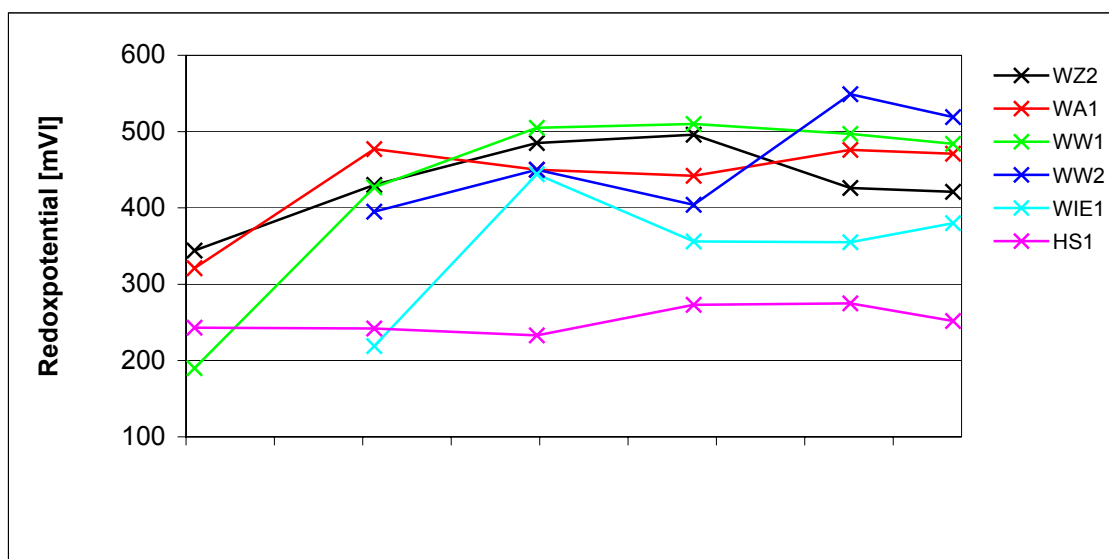


Abb. 54: Zeitlicher Verlauf des Redoxpotential der Wasserproben

Alle in Abb. 54 dargestellten Messreihen weisen einen unregelmäßigen zeitlichen Verlauf des Redoxpotentials auf. An den Proben HS1 wurden mit 233 bis 275 mV die niedrigsten Redoxpotentiale gemessen. Beim Vergleich dieser Werte mit Tab. 24 sind demnach eisenreduzierende Prozesse zu erwarten, was wiederum bedeutet, dass in diesen Wasserproben der Anteil an Fe^{2+} -Ionen hoch ist. Dies hat sich durch die Messungen bestätigt.

Die Wasserproben des Punktes WIE1 weisen Redoxpotentiale von 220 bis 444 mV auf, wobei der Messwert vom 01.02.2001 mit einem Redoxpotential von 444 mV als einziger auf oxidierendes Milieu hindeutet. Aber auch Mangan- und Nitratreduktion kann bei einem Redoxpotential >400 mV stattfinden. Bei allen anderen Proben des Punktes WIE1 sind anhand der Messwerte nitrat-, mangan- sowie eisenreduzierende Prozesse zu erwarten.

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der am 04.10.2000 entnommenen Proben (WZ2, WW1, WA1) sowie der am 06.12.2000 entnommenen Probe WW2 Redoxpotentiale auf, die höher als 400 mV sind. Somit stellt nach Tab. 24 das gesamte Feuchtgebiet ein oxidierendes Milieu dar, in dem es trotzdem zur Reduktion von Mangan und Nitrat kommen kann. Die Messwerte der Probenahme vom 04.10.2000 weisen sehr viel niedrigere Werte auf und demnach würde laut Tab. 24 in diesen Wässern Nitrat-, Mangan- und Eisenreduktion stattfinden. Allerdings wurden z.B. höhere Fe^{2+} -Gehalte, welche ein Hinweis auf Eisenreduktion wären, in den Wasserproben vom 04.10.2000 nicht nachgewiesen. Die Nitratgehalte aller Wasserproben liegen unterhalb der Nachweisgrenze von 1 mg/l bzw. 0,5 mg/l (Anlage 7/1), sodass anhand dieser Werte nicht eindeutig Nitratreduktion nachgewiesen werden kann. Die innerhalb des Feuchtgebietes festgestellten starken Schwankungen des Redoxpotentials werden durch die Pflanzenaktivität verursacht.

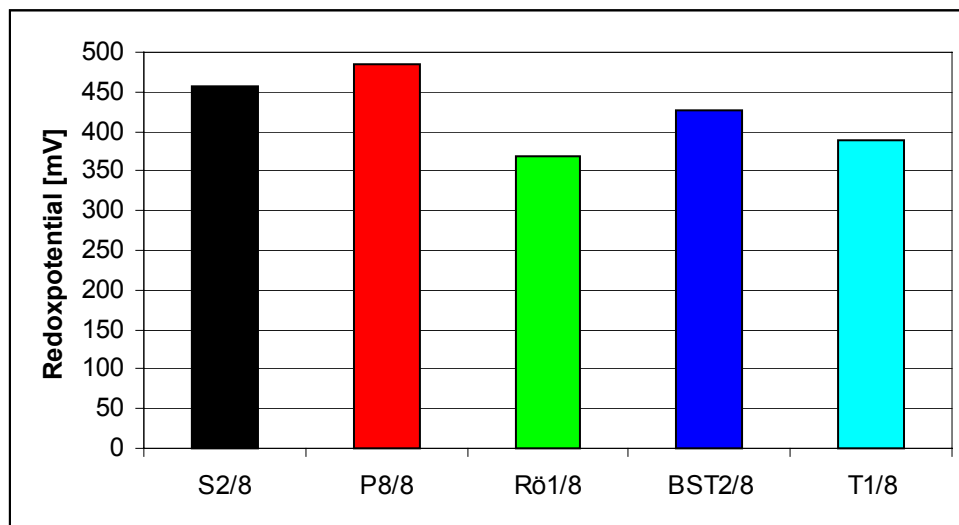


Abb. 55: Redoxpotential der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

In Abb. 55 sind die Redoxpotentiale der Komplettprobenahme dargestellt. Die Grundwasserproben des Feuchtgebietes (S2/8 und P8/8) weisen ein Redoxpotential von 457 bzw. 484 mV auf und deuten somit auf ein oxidierendes Milieu hin, in dem auch Reduktion von Nitrat und Mangan stattfinden kann. Aufgrund des an der Wasserprobe Röl (Drainageröhrchens) gemessenen Redoxpotentials von 369 mV ist neben einer Reduktion von Nitrat und Mangan auch mit eisenreduzierenden Prozessen zu rechnen. Auch für die Probe T1/8 sind dies Prozesse zu erwarten, da ein Redoxpotential von 390 mV gemessen wurde. Der Messwert der Grundwassermessstelle BST2/8 beträgt 427 mV und deutet somit auf Sauerstoffaufnahme bzw. oxidie-

rendes Milieu hin. Auch hier sind nitrat- und manganreduzierende Prozesse nicht auszuschließen.

6.2.3.6 Alkalinität und Azidität

Mit Hilfe der Alkalinität und Azidität kann man Aussagen zu den im Wasser vorhandenen Kohlensäure-Spezies treffen.

Die Alkalinität, auch als $k_{S\ 4,3}$ oder *m-Wert* bekannt, ist ein Maß für die Fähigkeit Säuren zu neutralisieren. Sie entspricht dem Gehalt an Hydrogenkarbonat-Ionen und kann durch folgende Gleichung definiert werden.

$$(\text{Alkalinität}) = (HCO_3^-) + 2(CO_3^{2-}) + (OH^-) - (H^+) \quad (7)$$

(MATTHESS, 1998)

Die Azidität, auch als $k_{B\ 8,2}$ oder *p-Wert* bezeichnet, ist ein Maß für die Fähigkeit Basen zu neutralisieren und kann durch Gleichung (6) definiert werden.

$$(\text{Azidität}) = 2(H_2CO_3^*) + (HCO_3^-) + (H^+) - (OH^-) \quad (8)$$

(MATTHESS, 1998)

Zur Azidität tragen verschiedene Ionen wie z.B. H^+ , Fe^{2+} und HSO_4^- bei (MATTHESS, 1998).

Bei pH-Werten von 6 bis 8 liegen im Wasser hauptsächlich Hydrogenkarbonat und undissoziierte Kohlensäure vor. Im sauren pH-Bereich (<6) ist die vorherrschende Spezies undissoziierte Ionen. Bei basischen pH- Werten (>10) sind hauptsächlich Karbonat-Ionen im Wasser zu finden.

Grundwasser enthält 10 bis 20 mg/l freies gelöstes CO_2 . Die Gehalte an Hydrogenkarbonat im Grundwasser liegen häufig zwischen 50 und 400 mg/l (MATTHESS, 1998).

Bei Betrachtung der gemessenen Alkalinität (m-Wert) und Azidität (p-Wert) (Anlage XVIII) der Proben ist deutlich erkennbar, dass die Alkalinität der Proben des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs deutlich höher ist. Da bei der Probenahme 4 (06.12.2000) falsche Reagenz (NaOH) verwendet wurde und deren genaue Zusammensetzung nicht nachvollziehbar war, wurden diese Proben in die Auswertung nicht mit einbezogen. Des weiteren wurde aufgrund von Gerätemangel die Alkalinität und Azidität bei den Proben WW1/8, WIE1/8 sowie HS1/8 und der Komplettprobenahme nicht im Gelände sondern einen Tag später bestimmt. Daher weisen die Proben WW1/8, WIE1/8 sowie HS1/8 von den anderen Proben stark abweichende Werte auf. Daher wurden diese Werte ebenfalls außer betracht gelassen. Bei den Messwerten der Komplettprobennahme sind keine Vergleichswerte vorhanden und somit kann keine Aus-

sagen zu möglichen Veränderungen in den Wasserproben durch die verspätete p- und m-Wert-Bestimmung getroffen werden können.

Anhand der Tab. 25, in der die mit Hilfe des p- und m-Wertes errechneten Kohlensäure-Spezies aufgelistet sind, ist ersichtlich, dass das Wasser des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs hauptsächlich Hydrogenkarbonat und undissoziierte Kohlensäure enthält. Die Werte der Alkalinität der einzelnen Feuchtgebietesproben unterscheiden sich geringfügig. Am höchsten ist der m-Wert im Abfluss des Feuchtgebietes, wo er 1,1 bis 1,6 mmol/l beträgt. Die Pufferung gegenüber Basen ist im gesamten Feuchtgebiet niedrig. Mit Ausnahme der Probe WZ1/5, die einen deutlich niedrigeren p-Wert aufweist, liegt die gemessene Azidität im Bereich von -0,02 bis -0,26 mmol/l. Betrachtet man die einzelnen Spezies, ist zu erkennen, dass in den Wässern des Feuchtgebietes Hydrogenkarbonat überwiegt, wobei das Wasser des Abflusses mit Werten von 66,78 bis 96,32 mg/l die höchsten HCO_3^- -Gehalte aufweist. Die CO_3^{2-} -Konzentration ist in allen Wässern des Feuchtgebietes sehr gering. Es wurden mittlere Werte von 0,03 (WZ2) bis 0,25 mg/l ermittelt. Die CO_2 -Konzentration liegt im Mittel zwischen 2,81 und 15,44 mg/l. Es ist zu erkennen, dass der CO_2 -Gehalt innerhalb des Feuchtgebietes abnimmt und im Abfluss am geringsten ist. Eine mögliche Ursache hierfür kann der CO_2 -Verbrauch durch Photosynthese sein.

Der Wiesenbach weist einen basischen pH-Wert auf. Daher sind die ermittelten p-Werte positiv und liegen im Bereich von 0,01 bis 0,17 mmol/l. Die gemessene Alkalinität ist mit 0,65 bis 1,28 mmol/l höher als die des Feuchtgebietes. Auch im Wasser des Wiesenbachs ist das Hydrogenkarbonat mit einem Mittelwert von 69,13 mg/l die vorherrschende Spezies. Im Unterschied zum Wasser des Feuchtgebietes ist im Wasser des Wiesenbachs die CO_3^{2-} -Konzentration höher als die CO_2 Konzentration. Die Ursache hierfür ist die dem Grubenwasser zugesetzte Kalkmilch.

Im Wasser des Hauptschachtes liegt die Alkalinität zwischen 1,50 und 2,13 mmol/l, die Azidität zwischen -0,44 und -1,4. Die Fähigkeit dieses Wassers, Basen zu neutralisieren, ist demnach geringer. Die HCO_3^- -Gehalte sind mit einem mittleren Wert von 97,84 mg/l sowie die CO_2 -Gehalte mit 40,09 mg/l am höchsten. Die CO_3^{2-} -Konzentration ist sehr gering.

Tab. 25: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies

Probenpunkt	Probenbe- zeichnung	Datum	CO ₂ [mmol/l]	HCO ₃ ⁻ [mmol/l]	CO ₃ ²⁻ [mmol/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	CO ₃ ²⁻ [mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	0,35	1,13	0,00	15,28	69,09	0,03
	WZ2/5	01.02.2001	0,43	0,75	0,00	19,09	45,53	0,01
	WZ2/6	28.03.2001	0,39	1,00	0,00	17,30	61,12	0,02
	WZ2/7	22.05.2001	0,23	1,13	0,00	10,09	69,25	0,05
	WZ2 _{mittel}		0,35	1,00	0,00	15,44	61,24	0,03
	WZ2/8	27.06.2001	0,66	0,85	0,00	28,95	51,99	0,01
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	0,05	1,58	0,01	2,18	96,32	0,41
	WA1/5	01.02.2001	0,05	1,09	0,00	2,32	66,78	0,17
	WA1/6	28.03.2001	0,04	1,16	0,00	1,91	70,94	0,24
	WA1/7	22.05.2001	0,05	1,30	0,01	1,99	79,30	0,31
	WA1/8	27.06.2001	0,13	1,42	0,00	5,67	86,59	0,13
	WA1 _{mittel}		0,06	1,31	0,00	2,81	79,99	0,25
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	0,11	1,13	0,00	4,91	68,76	0,09
	WW1/5	01.02.2001	0,10	0,98	0,00	4,51	59,57	0,07
	WW1/6	28.03.2001	0,26	1,02	0,00	11,44	62,51	0,03
	WW1/7	22.05.2001	0,27	0,98	0,00	11,88	60,08	0,03
	WW1 _{mittel}		0,19	1,03	0,00	8,18	62,73	0,06
Feuchtgebietwasser 2	WW2/5	01.02.2001	0,17	0,85	0,00	7,52	52,09	0,03
	WW2/6	28.03.2001	0,11	1,08	0,00	4,80	65,87	0,08
	WW2/7	22.05.2001	0,07	1,18	0,00	2,94	72,02	0,17
	WW2/8	27.06.2001	0,21	1,45	0,00	9,17	88,48	0,09
	WW2 _{mittel}		0,14	1,14	0,00	6,11	69,61	0,09
Rohrauslass, Wiesenbach	WIE1/5	01.02.2001	0,01	1,44	0,04	0,32	87,98	2,14
	WIE1/6	28.03.2001	0,00	1,03	0,07	0,08	62,99	4,24
	WIE1/7	22.05.2001	0,00	0,92	0,10	0,05	56,41	5,96
	WIE1 _{mittel}		0,00	1,13	0,07	0,15	69,13	4,12
Hauptschacht- Auslauf	HS1/3	04.10.2000	0,79	1,66	0,00	34,73	101,00	0,03
	HS1/5	01.02.2001	0,83	1,73	0,00	36,42	105,69	0,03
	HS1/6	28.03.2001	1,26	1,64	0,00	55,56	100,21	0,02
	HS1/7	22.05.2001	1,11	1,79	0,00	48,87	109,17	0,02
	HS1 _{mittel}		0,91	1,60	0,00	40,09	97,84	0,02

Anhand der Kohlensäure-Spezies der Komplettprobenahme ist erkennbar, dass die Teichwasserprobe (T1/8) einen sehr hohen Anteil an Hydrogencarbonat und einen hohen Anteil an Carbonat besitzt, welches durch die zur Reinigung des Wassers zugesetzte Kalkmilch ins Wasser

gelangt. Die Probe R61/8 dagegen weist kein Karbonat auf; die CO_2 - und HCO_3^- -Konzentration sind annähernd gleich. Demnach erfolgen im Boden Reaktionen, bei denen Carbonat-Ionen aufgebraucht werden. Im Wasser der beiden im Feuchtgebiet befindlichen Pegelproben ist Hydrogencarbonat die Hauptspezies. Auch der CO_2 -Gehalt ist hoch. Allerdings sind die HCO_3^- - und CO_2 -Konzentrationen der Probe S2/8, die im unteren Teil des Feuchtgebietes liegt, mit Werten von 93,86 bzw. 70,49 mg/l deutlich höher als die der Probe P8/8, welche sich in der Nähe des Feuchtgebietszuflusses befindet und Werte von 45,47 bzw. 23,75 mg/l aufweist. Die CO_2 -Gehalte der Pegel sind höher als die der Oberflächenwasserproben. Dies würde dafür sprechen, dass im Boden Reaktionen statt finden, die HCO_3^- -Ionen aufbrauchen. Dagegen spricht, dass der HCO_3^- -Gehalt des Wasser bei Probe S2/8 höher ist, als der des Oberflächenwassers. CO_2 kann aber auch durch die Wurzelatmung und aus der Tätigkeit von Bodenorganismen stammen. Es ist durchaus denkbar, dass durch diese biologische Aktivität eine höhere CO_2 -Konzentration in den Wässern der Pegel vorliegt. Allerdings sollten alle Werte der Komplettprobenahme unter Vorbehalt betrachtet werden, da wie oben bereits erwähnt nicht vor Ort durchgeführt wurde.

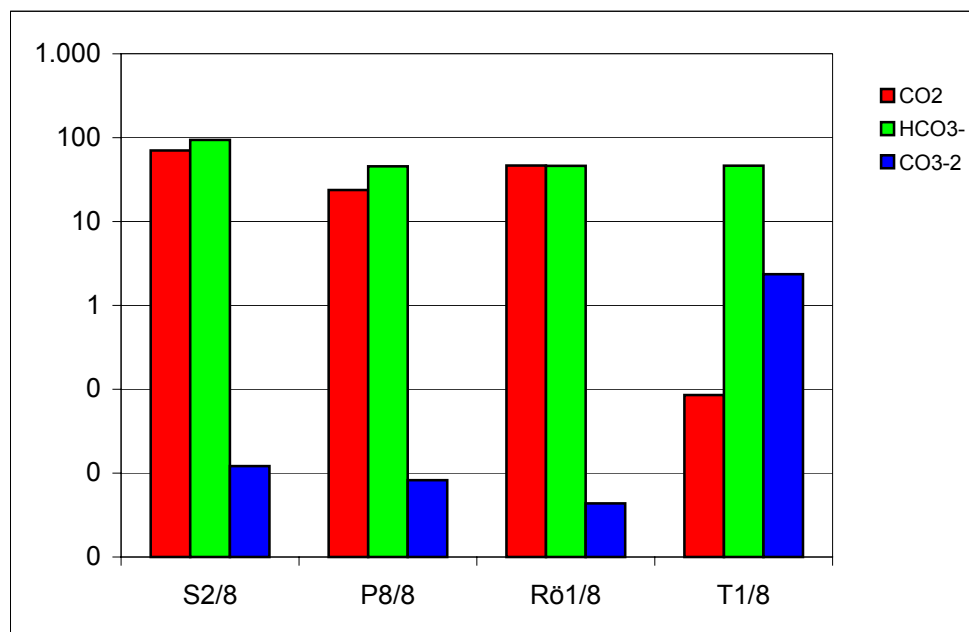


Abb. 56: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies

6.2.4 Wasserinhaltsstoffe

Die Erfassung der Konzentrationsänderung der gelösten Wasserinhaltsstoffe aller Wasserproben war einer der Schwerpunkte dieser Arbeit. In diesem Zusammenhang war die Veränderung der Schwermetallgehalte sowie Aluminium und Arsen innerhalb des Feuchtgebietes von großer Bedeutung. Besonders die Konzentrationsänderung von Eisen und Mangan innerhalb des Feuchtgebietes sind hierbei von Interesse, da diese Elemente stark erhöhte Konzentrationen

nen im ausfließenden Grubenwasser aufweisen und aus selbigen Grund im Rahmen der Aufbreitung unter Nutzung der passiven Grubenwasserreinigung entfernt werden sollen.

Die Analysenergebnisse der beprobten Wässer befinden sich in Anlage 7. Aus diesen ist ersichtlich, dass die Komponenten Lithium und Nitrat unterhalb der Bestimmungsgrenze des jeweiligen Verfahrens liegen. Auch die Gehalte einiger Schwermetalle und Lanthanoide liegen unterhalb der Nachweisgrenze des jeweils benutzten Verfahrens oder wurden nicht bestimmt. Die jeweiligen Bestimmungsgrenzen sind in Kapitel 5.1.6.4, Kapitel 5.2.3.1 sowie Kapitel 5.2.3.2 aufgeführt.

6.2.4.1 Haupt- und NebenkompONENTEN

Mit den erhaltenen Werten wurde für jede Probe eine Ionenbilanz (Anlage 7/2) erstellt, in welche die Kationen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Mangan und die Anionen Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Nitrat sowie Fluorid einbezogen wurden. Dabei wurde den unterhalb der Bestimmungsgrenze liegenden NO_3^- -Gehalten eine Zufallszahl zugeordnet. Um den Fehler zu berechnen, wurde folgende Formel verwendet:

$$\text{Fehler in \%} = \frac{\text{Differenz der Summe der Kationen - Anionen } c(\text{eq})}{0,5 * (\text{Summe Kationen} - \text{Summe Anionen}) c(\text{eq})} * 100 \quad (9)$$

(HÖLTING, 1996)

Die erstellten Ionenbilanzen weisen z.T. erhebliche Fehler auf, die über dem bei Konzentrationen über 2 mmol(eq)/l zulässigen Fehler von 2 % liegen und sind daher eigentlich zu verwerfen. Als Fehlerquelle ist anzuführen, dass die wasserchemischen Analyse unvollständig sind. So liegen z.B. von den Anionen NO_2^- und HPO_4^{2-} keine Analysedaten vor. Betrachtet man die erstellten Ionenbilanzen, ist erkennbar, dass alle Bilanzen durch einen starken Kationen-Überschuss gekennzeichnet sind.

Eine weitere mögliche Fehlerquelle können Messfehler bei der Bestimmung des p- und m-Wert sein, da diese durch Titration erfolgt. Ursache solcher Messfehler stellen z.B. die verwendeten Reagenzien oder die pH-Messelektrode dar. Des weiteren werden Fehler verursacht, wenn die Messung des p- und m-Wertes, wie bereits in Kapitel 6.2.3.6 beschrieben, nicht direkt vor Ort erfolgt.

Natrium (Na)

Natrium ist das am häufigsten vorkommende Alkali-Ion. Es ist primär in magmatischen Gesteinen in Form von Silikaten zu finden und wird durch Verwitterung dieser Gesteine freigesetzt. Ein weiterer Eintrag in den Boden und das Sickerwasser erfolgt über das Niederschlagswasser sowie Düngemittelgaben.

Da Na-Salze eine hohe Löslichkeit besitzen und nur eine begrenzte adsorptive Bindung des Natriums an Tonminerale erfolgt, liegt Natrium in allen Wässern vor. WEDEPOHL (1978) ermittelte für 639 Proben in humiden Gebieten eine durchschnittliche Konzentration von 38,6 mg/l (DVWK 110, 1996).

Von den untersuchten Wässern weist das Wasser des Hauptschachtes mit einem mittleren Na-Gehalt von 15,2 mg/l die niedrigste Konzentration auf.

Der Wiesenbach hingegen besitzt eine durchschnittliche Konzentration von 18,2 mg/l und weist somit von allen Wasserproben die höchsten Na-Gehalte auf.

Im Zufluss des Feuchtgebietes wurde ein mittlerer Na-Gehalt von 16,3 mg/l gemessen, während die restlichen Proben des Feuchtgebietes (WW1, WW2, WA1) alle eine mittlere Konzentration von 16,9 mg/l Na aufweisen.

Die Na-Gehalte der Grundwasserproben des Feuchtgebietes liegen bei 16,5 mg/l (S2/8) und 19,0 mg/l (P8/8). Im Wasser des Sedimentationsteiches (T1/8) wurde eine Na-Konzentration von 17,7 mg/l. An der Probe Röl/8 wurde ein Na-Wert von 18,1 mg/l ermittelt.

Die Korrelationsanalyse ergab, dass zwischen Natrium und der Wassertemperatur bei den Proben WA1 und WW1 ein Zusammenhang besteht, was nicht ungewöhnlich ist, da die Löslichkeit von Na-Salzen mit steigender Temperatur zunimmt und sich somit die Konzentration von Natrium im Wasser erhöht.

Kalium (K)

In Grund- und Oberflächenwässern ist Kalium trotz etwa gleich großer Verbreitung in geringeren Konzentrationen (1-2 mg/l) als Natrium anzutreffen (HÜTTNER, 1990). Dies ist erklärbar anhand der geringen Löslichkeit der Kalifeldspäte und der hohen Adsorptionsfähigkeit der Böden für Kalium.

Der Eintrag von Kalium erfolgt wie bei Natrium über Verwitterung, Niederschlagswasser sowie Düngemittelgaben. Allerdings wird Kalium in sekundäre Mineralneubildungen eingebaut sowie adsorptiv an Tonminerale gebunden und somit wieder aus der wässrigen Phase entfernt.

Als erhöhte K-Gehalte im Grundwasser werden Konzentrationen ab etwa 5-10 mg/l angesehen, die durch das Auswaschen von Kalidünger verursacht werden können (HÜTTNER, 1990). WEDEPOHL (1978) gibt für 736 Grundwasserproben einen Durchschnittsgehalt von 6,2 mg/l bei einer Bandbreite von 0,1 bis 98,0 mg/l an.

Die an den Hauptschachtproben (HS1) gemessenen K-Gehalte liegen im Mittel bei 2,6 mg/l und weisen somit die höchsten Konzentrationen aller untersuchten Wasserproben auf.

Im Wiesenbach beträgt der mittlere K-Gehalt 1,8 mg/l.

Die Werte der untersuchten Proben des Feuchtgebietes liegen zwischen 0,4 und 2,8 mg/l K, wobei die geringsten Konzentrationen im Abfluss der Feuchtgebietes gemessen wurden (mittlerer K-Gehalt von 1,5 mg/l). Im Zufluss sowie innerhalb des Feuchtgebietes (Probenahmepunkt WW2) liegen die K-Konzentrationen mit mittleren Werten von 2,1 bzw. 2,2 mg/l etwas höher.

An den Wasserproben der Komplettprobenahme wurden mit Ausnahme von Punkt P8/8 K-Werte von 1,7 bis 2,2 mg/l gemessen. Der K-Gehalt der Probe P8/8 weist mit 8,4 mg/l einen deutlich höheren Wert auf.

Das Verhältnis zwischen Na- und K-Gehalt, beträgt bei Wässern, bei denen die Summe von Natrium und Kalium 10 mg/l überschreitet, im allgemeinen 2:1 bis 10:1 (DvWK 110, 1996). Bei den meisten untersuchten Wasserproben liegt das Verhältnis innerhalb der vorgegebenen Werte (Anlage 7/3). Einige Proben überschreiten dieses Verhältnis allerdings sehr stark. Dazu gehören unter anderem Proben des Feuchtgebietsabflusses (WA1) und des Feuchtgebietswassers (WW2), bei denen die K-Werte sehr gering sind ($\leq 1,5$ mg/l).

Calcium (Ca)

Calcium wird bei der Verwitterung calciumhaltiger Minerale wie Plagioklas, Pyroxen und Amphibol sowie durch Düngemittelgaben freigesetzt. Außerdem erfolgt eine Lösung von Calcium aus Karbonaten und Sulfaten. Ein weiterer Anteil an Calcium ist an Austauschplätze von Sorbenten wie Tonminerale gebunden. Der Gehalt an Calcium im Wasser wird meist durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt, welches stark von der Temperatur abhängig ist (DvWK 110, 1996).

Betrachtet man die Korrelationsmatrix der einzelnen Proben fällt auf, dass zwischen Calcium und Magnesium bei den Proben WIE1 und WA1 ein signifikanter Zusammenhang besteht, was darauf zurückzuführen ist, dass beide Elemente in der selben Hauptgruppe stehen und daher gleiche Eigenschaften aufweisen. Auch Calcium und Fluorid korrelieren miteinander, da der Gehalt an F^- -Ionen in Gegenwart von Ca^{2+} -Ionen durch das Löslichkeitsprodukt von CaF_2 bestimmt wird (MATTHESS, 1994). Eine Korrelation zwischen Temperatur sowie pH-Wert und Calcium konnte hingegen nicht festgestellt werden.

Die Wasserproben des Hauptschachtes weisen Werte zwischen 130 und 170 mg/l Ca auf.

Die Ca-Gehalte des Wiesenbachs (WIE1) liegen mit Werten von 120 bis 135 mg/l am niedrigsten, wobei die Probe vom 28.03.2001 mit einer Ca-Konzentration von 150 mg/l eine Ausnahme bildet.

Anhand der Wasserproben des Feuchtgebietes lässt sich folgende Aussage treffen: Die Werte der ersten drei Probenahmen sind mit Werten zwischen 135 und 147 mg/l niedriger als die der darauffolgenden Probenahmen, bei denen die Ca-Konzentrationen im Bereich von 150 bis 180 mg/l liegen.

An den Grundwasserproben des Feuchtgebietes wurden Ca-Konzentrationen von 170 mg/l (S2/8) bzw. 175 mg/l (P8/8) bestimmt. Die Probe Röl/8 weist einen Wert von 145 mg/l Ca auf, die Ca-Konzentration der Probe T1/8 beträgt 120 mg/l.

In allen untersuchten Proben bildet Calcium das Hauptkation.

Magnesium (Mg)

Der Eintrag von Magnesium erfolgt vorwiegend geogen aus der Verwitterung von magnesiumhaltigen Mineralen wie Olivin, Pyroxen u.a. dunklen Mineralen sowie von Sedimentgesteinen wie Chlorit und Dolomit. Auch als Kationenbelag an den Austauschplätzen von Sorbenten wie Tonmineralen ist Magnesium gebunden. Des weiteren erfolgt ein Eintrag von Magnesium in das Wasser über den Niederschlag und möglicherweise über Düngung.

Nach LIVINGSTONE (1963) liegt der durchschnittliche Mg-Gehalt in Oberflächengewässern bei 4 mg/l bei einer Schwankungsbreite von 0 bis 50 mg/l (DVWK 110, 1996). Im Grundwasser liegen die Werte meist unter 40 mg/l (MATTHESS, 1990).

Wie bereits bei Calcium erwähnt, korrelieren Calcium und Magnesium miteinander, was auf der Stellung der beiden Elemente im Periodensystem beruht. Beide Elemente befinden sich in der 2. Hauptgruppe und weisen ähnliche Eigenschaften auf. Dabei liegt der Korrelationskoeffizient zwischen 0,82 (WA1) und 0,892 (WIE1) und weist eine Signifikanz von 0,05 auf (Anlage).

Die Mg-Konzentrationen des Hauptschachtes liegen zwischen 28 und 30 mg/l und sind somit höher als die der anderen Wasserproben.

Im Wasser des Wiesenbachs wurden Mg-Gehalte zwischen 22 und 24 mg/l gemessen.

Mit Werten zwischen 18 bis 24 mg/l bei durchschnittlich 22 mg/l weisen die Wasserproben des Feuchtgebietes ähnlich hohe Konzentrationen wie die des Wiesenbachs auf.

An den Wasserproben der Komplettprobenahme wurden folgende Mg-Konzentrationen ermittelt. In den beiden Grundwasserproben des Feuchtgebietes betragen die Gehalte 23 mg/l (S2/8) bzw. 27 mg/l (P8/8) Mg. Die Wasserprobe Röl/8 enthält 23 mg/l Mg und an der Teichwasserprobe wurden 22 mg/l Mg gemessen.

Die Oberflächenwässer WIE1, T1/8 sowie alle Wasserproben des Feuchtgebietes weisen Mg-Gehalte auf, die höher als der durchschnittliche Orientierungswert aber innerhalb der von Livingstone (1963) angegebenen Schwankungsbreite liegen.

Sulfat (SO_4^{2-})

Der Eintrag von Sulfat in die ungesättigte sowie in die gesättigte Zone erfolgt aus der Atmosphäre über den Niederschlag, durch Verwitterung schwefelhaltiger Gesteine wie Magmatite, Gipsgesteine und Sulfide, durch Düngung und durch den Abbau von organischer Substanz. Im Untersuchungsgebiet allerdings erfolgt der SO_4^{2-} -Eintrag hauptsächlich durch die Disulfidverwitterung, da sich in der näheren Umgebung des Feuchtgebietes das Straßberger Gangrevier befindet, welches von Sulfidvererzungen durchzogen ist. Wie bereits in Kapitel 4.7

erfolgt die Verwitterung der Sulfide durch Oxidation, welche aufgrund bergbaulicher Eingriffe verstärkt stattfindet. Aufgrund der stattfindenden Reaktionen sind in den untersuchten Wässern vor allem aber im Wasser des Hauptschachtes erhöhte Sulfatgehalte sehr wahrscheinlich. Dabei erfolgt nach Singer & Stumm (1970) die direkte Oxidation des Schwefels über Fe^{3+} -Ionen (DVWK 110, 1998). Dieser Zusammenhang konnte mit Hilfe der Korrelation nur in Probe WW2 und WA1 festgestellt werden. Allerdings ist der statistische Zusammenhang mit $-0,975$ bzw. $-0,943$ und einer Signifikanz von $0,01$ sehr hoch. Des weiteren wird deutlich, dass die Korrelation beider Parameter gegensinnig ist, der Fe^{3+} -Gehalte also abnimmt während der SO_4^{2-} -Gehalt ansteigt.

Wie zu erwarten weist das Grubenwasser des Hauptschachtes mit Werten von 390 bis 440 mg/l die höchsten Konzentrationen auf.

Die SO_4^{2-} -Gehalte des Wiesenbachs liegen zwischen 285 und 348 mg/l und weisen einen Durchschnittswert von 315 mg/l auf. Somit besitzen die Wasserproben des Wiesenbachs den geringsten SO_4^{2-} -Gehalt aller Wasserproben.

Die SO_4^{2-} -Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebietes schwanken um Werte von 330 bis 390 mg/l. Innerhalb des Feuchtgebietes liegen die durchschnittlichen SO_4^{2-} -Gehalte bei 358 mg/l (WW1, WW2). Die Proben WZ2 und WA1 dagegen weisen geringfügig höhere SO_4^{2-} -Werte von 361 bzw. 365 mg/l auf. Obwohl der mittlere SO_4^{2-} -Gehalt im Abfluss des Feuchtgebietes höher liegt als im Zufluss, kann nicht von einer Erhöhung des SO_4^{2-} -Gehaltes während des Durchflusses durch das Feuchtgebiet gesprochen werden, da der Abfluss z.T. höhere aber auch niedrigere Konzentrationen aufweist.

Der Einfluss der Disulfidverwitterung auf die Wasserproben wird auch an der Komplettprobenahme deutlich. An Probe S2/8 wurde ein SO_4^{2-} -Gehalt von 380 mg/l gemessen und die Probe P8/8 weist eine Konzentration von 330 mg/l auf. Einen Wert von 300 mg/l wurde an der Probe R01/8 bestimmt. Der niedrigste SO_4^{2-} -Gehalt der Komplettprobenahme beträgt 290 mg/l und wurde an der Teichwasserprobe gemessen.

In allen untersuchten Wasserproben stellt Sulfat das Hauptanion dar. Sulfat kann Komplexe mit zum Beispiel Na zu NaSO_4^{2-} und Ca zu CaSO_4^0 bilden. Diese Komplexe gehören in natürlichen Wässern zu den wichtigsten. Allerdings wurde in den analysierten Wässern mit Hilfe hydrogeochemischer Modellierung festgestellt, dass neben freien SO_4^{2-} -Ionen die nullwertigen Komplexe CaSO_4^0 sowie MgSO_4^0 zu den in höheren Anteilen vorkommenden Komplexen zählen.

Nitrat (NO_3^-)

Eintrag bzw. eine Zufuhr von Nitrat in das Wasser erfolgt über den Niederschlag, über Düngung und durch die Zersetzung von Pflanzenresten. Der geogene Eintrag durch Verwitterung von im Gestein gebundenem Stickstoff liegt meist unter 1 mg/l und ist somit sehr gering (DVWK 110, 1996). Nach MATTHESS (1994) liegen die NO_3^- -Gehalte der bundesweit genutzten Grundwässer im allgemeinen unter 20 mg/l.

Alle Wasserproben (Feuchtgebiet, Hauptschacht, Wiesenbach) weisen mit Ausnahme von Probe WZ2/6 (28.03.01) sowie Probe WW1/6 (28.03.01) NO_3^- -Gehalte auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l. An Probe WZ2/6 wurde ein NO_3^- -Wert von 1,7 mg/l gemessen. Probe WW1/6 weist eine Konzentration von 0,7 mg/l auf.

Auch die NO_3^- -Konzentrationen der Komplettprobenahme (S2/8, P8/8, Röl/8, T1/8) liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l.

Chlorid (Cl^-)

Chlor in Form von Chlorid ist ein Hauptbestandteil von Süß- und Salzwässern (DVWK110, 1996). Der Eintrag von Chlorid in die ungesättigte Zone erfolgt über chloridhaltige Dünger und Niederschläge (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Eine Eigenschaft von Chlor ist die mangelnde Bereitschaft zur mineralischen sowie adsorptiven Bindung, jedoch erfolgt eine Adsorption von Chlorid in oxidreichen Böden ab einem pH-Wert <5 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Durch diese Eigenschaft liegt Chlorid in den Wässern zu nahezu 100 % in Form freier Ionen vor, was durch die hydrochemische Modellierung für alle beprobten Wässer bestätigt wurde (Kapitel 6.2.1).

Grundwässer aus chloridarmen Magmatiten und Sedimenten weisen meist einen Cl^- -Gehalt von unter 30 mg/l auf (DVWK110, 1996). Höhere Gehalte treten bei Zumischung stärker mineralisierter Wässer oder anthropogener Verunreinigungen auf (DVWK110, 1996).

Die mittleren Cl^- -Konzentrationen der verschiedenen Wasserproben unterscheiden sich geringfügig, wobei das Wasser des Hauptschachtes mit einem mittleren Gehalt von 18 mg/l die geringsten Cl^- -Gehalte aufweist.

Aufbereitet wird ein Mischwasser aus den 3 unterschiedlichen Zuläufen Brachmannsberg, Glasebach sowie Hauptschacht (HASCHE, 2000). Nach Auskunft von WOLKERSDORFER (2002)¹ weist von diesen Wässern das des Brachmannsberges mit durchschnittlich 30 mg/l höhere Cl^- -Konzentrationen als das des Glasebachs (15 mg/l) sowie des Hauptschachtes (18 mg/l) auf. Betrachtet man den Mittelwert aller 3 Konzentrationen ergibt sich ein Cl^- -Gehalt von 21 mg/l, welcher auch annähernd in den analysierten Wässern gemessen werden sollte. Diese Annahme wurde durch die Analysenergebnisse bestätigt.

So weist das Wasser des Wiesenbachs einen mittleren Cl^- -Gehalt von 21 mg/l.

An den Wasserproben des Feuchtgebietes wurde bei den Proben WZ2, WW1 und WW2 ein mittlere Wert von 21 mg/l Chlorid ermittelt. Nur der Abfluss weist im Mittel 20 mg/l und somit einen geringfügig niedrigere Cl^- -Konzentration auf.

Die Proben der Komplettprobenahme weisen von 22,4 (S2/8, Grundwasser), 22,9 mg/l (Röl/8) bzw. 23,0 mg/l (T1/8) auf. Probe P8/8 besitzt mit 30 mg/l Cl^- den höchsten Wert aller Wasserproben.

Keiner der ermittelten Cl^- -Gehalte weist auf eine anthropogene Verunreinigung hin.

¹ Mündliche Auskunft

Tab. 26: Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveau ausgewählter Proben

Probe		Cl ⁻ vs. F ⁻	Cl ⁻ vs. Na ⁺
WZ2	r	0,821	
	Sig. (2-tailed)	0,045	
	N	6	
WW1	r	0,841	
	Sig. (2-tailed)	0,036	
	N	6	
WA1	r		0,812
	Sig. (2-tailed)		0,05
	N		6
WIE1	r		1,000
	Sig. (2-tailed)		0,01
	N		5

Bei Betrachtung der Korrelationsmatrizen wurde ein statistischer Zusammenhang zwischen Fluorid sowie Natrium und Chlorid festgestellt, der bei Fluorid und Chlorid darin besteht, dass beide Elemente zur Gruppe der Halogene gehören und somit ähnliche Eigenschaften aufweisen. Die Korrelation zwischen Natrium und Chlorid ist damit erklärbar, dass diese Elemente das im Wasser sehr gut lösliche Na-Salz NaCl bilden (Tab. 26).

Fluorid (F⁻)

Fluor gelangt durch Lösungsvorgänge in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter sowie durch anthropogene Verunreinigungen in die Hydrosphäre (DVWK 110, 1996). Im allgemeinen weisen Süßwässer eine F⁻-Konzentration von unter 1 mg/l auf (MATTHESS, 1994).

Die F⁻-Gehalte aller analysierten Wasserproben liegen im Mittel zwischen 5 und 8 mg/l und sind somit um ein vielfaches höher als die von MATTHESS (1994) angegebene Konzentration. Diese hohen Gehalte sind für die analysierten Wässer nicht ungewöhnlich, da sich im Untersuchungsgebiet wie bereits in Kapitel 4.2 erwähnt das unter anderem durch Fluoritvererzung geprägte Biwender Gangsystem befindet. Durch die Verwitterung und Lösung des Flussspates (CaF₂) gelangt schließlich Fluorit in das Wasser. Somit sind die stark erhöhten F⁻-Konzentrationen geogen bedingt. Einen Zusammenhang, der bei Fluorid und Calcium aufgrund der Lösung von CaF₂ besteht, wurde nur in Probe WZ2 nachgewiesen. Hier weisen beide Parameter einen Korrelationskoeffizienten von 0,851 und ein Signifikanzniveau von 0,05 auf.

Zur Komplexbildung in der wässrigen Phase ist zu sagen, dass nach Hem (1985) bei annähernd neutralen pH-Bedingungen die Bildung stabiler F⁻-Komplexe mit Aluminium stattfindet, deren Anteil am Gesamtfluorgehalt jedoch gering ist, da die F⁻-Konzentration in der Re-

gel die Al-Konzentration übersteigen (DVWK 110, 1996). Den größten Anteil in der wässrigen Phase bilden allerdings freie F^- -Ionen. Mit der hydrogeochemischen Modellierung konnten diese Aussagen bestätigt werden. Freie F^- -Ionen liegen in allen Wässern zu einem Anteil von $\geq 94\%$ vor. Eine Ausnahme dabei stellt das Wasser des Hauptschachtes dar, in welchem Fluorid zu 77 % in Form freier Ionen und zu 12 % in Form von Al-Fluorid-Komplexen vorliegt, was zu erwarten war, da Probe HS1 als einzige Wasserprobe Al-Gehalte im 2 mg/l-Bereich aufweist; alle anderen Proben hingegen Al-Konzentrationen im $\mu\text{g/l}$ -Bereich.

Das Grubenwasser des Hauptschachtes weist mit durchschnittlich 8 mg/l den höchsten F^- -Gehalt auf.

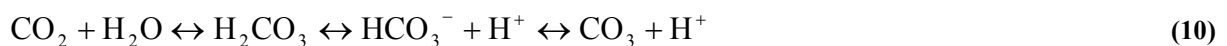
An den Proben des Wiesenbachs wurden mit einer mittleren F^- -Konzentrationen von 7 mg/l deutlich niedrigere Werte gemessen. Ein Teil des im Wasser gelösten Fluorids wird folglich aus dem Wasser entfernt. Dies erfolgt durch die bei der Reinigung des Wasser zugesetzte Kalkmilch, welche die chemische Formel $\text{Ca}(\text{OH})_2$ besitzt. Demzufolge bildet sich aufgrund der höheren Ca^{2+} -Konzentration aus einem Teil des Fluorids und Calcium CaF_2 und wird aus dem Wasser ausgefällt. Betrachtet man die mit dem Modellierungsprogramm PHREEQ berechneten Sättigungsindizes, erkennt man, dass CaF_2 übersättigt ist und demnach ausfallen kann.

Auch innerhalb des Feuchtgebietes wurden niedrigere Konzentrationen gemessen, die im Mittel bei 5 mg/l F^- liegen. Es ist anzunehmen, dass die niedrigeren F^- -Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebietes ebenfalls durch Ausfällung aber auch durch Verdünnung aufgrund von Niederschlägen und anderen zufließenden Wässern zustande kommen.

Die Probe T1/8 (6,2 mg/l) weist wie der Wiesenbach niedrigere Werte als der Hauptschacht auf, was ebenfalls durch die Ausfällung von CaF_2 bedingt ist. Die Probe Röl/8 weist einen F^- -Gehalt von 6,4 mg/l auf. An den beiden Grundwasserproben des Feuchtgebietes wurden Werte von 8,3 mg/l (S2/8) und 5,0 mg/l (P8/8) gemessen.

Hydrogencarbonat (HCO_3^-)

Hydrogencarbonat wird zum einen durch die Lösung von CO_2 in Wasser



(MATTHESS, 1994)

zum anderen durch die Reaktion von Kohlensäure mit Carbonaten



(HÖLTING, 1996)

gebildet.

Es tritt in einem pH-Bereich von 4,3 bis 8,2 auf und liegt hauptsächlich in einem pH-Bereich von 6 bis 8 als undissoziierter Kohlensäure vor. Die pH-Werte der untersuchten Wasserproben liegen mit Ausnahme der Proben vom Wiesenbach und der des Teiches, welche basische pH-Werte besitzen, alle innerhalb des pH-Bereiches von 6 bis 8. Somit sind Hydrogenkarbonat und undissoziierte Kohlensäure die vorherrschende Spezies in diesen Wasserproben, was sich durch die errechneten Kohlensäurespezies bestätigt hat.

Bei den Wasserproben des Hauptschachtes treten im Mittel 104 mg/l HCO_3^- und somit die höchsten Gehalte auf, wobei die Probe HS1/8 nicht mit einbezogen wurde, weil an dieser sowie an Probe WIE1/8 und WW1/8 wie bereits in Kapitel 6.2.3.6 beschrieben der p- und m-Wert nicht vor Ort bestimmt wurde. Diese 3 Proben weisen deutlich niedrigere HCO_3^- -Gehalte auf.

In den Wasserproben des Wiesenbachs wurden HCO_3^- -Konzentrationen von 56 bis 88 mg/l gemessen.

Innerhalb des Feuchtgebietes zeigt sich eine Zunahme der HCO_3^- -Gehalte. So enthält der Feuchtgebietszufluss (WZ1) 61 mg/l HCO_3^- , während die Proben WW1 und WW2 mit durchschnittlich 63 bzw. 70 mg/l sowie der Abfluss mit einer mittleren HCO_3^- -Konzentration von 80 mg/l höhere Werte aufweist. Diese Zunahme der HCO_3^- -Gehalte ist bedingt durch den innerhalb des Feuchtgebietes zunehmenden pH-Wert. So steigt der pH-Wert von 6,8 auf 7,8 und damit verbunden die HCO_3^- -Konzentration von 61 auf 80 mg/l an.

Da auch der p- und m-Wert der Komplettprobenahme nicht vor Ort bestimmt wurde, sollten die ermittelten HCO_3^- -Konzentration unter Vorbehalt betrachtet werden. Die Teichprobe weist einen HCO_3^- -Gehalt von 49 mg/l auf. An Probe Röl/8 wurde ein Wert von 101 mg/l festgestellt. Beiden Grundwasserproben des Feuchtgebietes besitzen sehr unterschiedliche HCO_3^- -Gehalte von 174 mg/l (S2/8) bzw. 70 mg/l (P8/8).

6.2.4.2 Schwermetalle sowie Aluminium, Arsen und Lanthanoide

Aluminium (Al)

Aluminium besitzt eine geringe geochemische Beweglichkeit. Die Löslichkeit von Aluminium ist vom pH-Wert abhängig und steigt mit abnehmendem pH-Werten an. Eine Korrelation zwischen Aluminium und pH-Wert wurde allerdings nur für Probe WIE1 festgestellt. Da die Löslichkeit von Aluminium pH-Wert-abhängig ist, sind ab einem pH-Wert kleiner 4 größere Mengen Aluminium gelöst, was in sauren Grubenwässern zu hohen Al-Gehalten führt. In Süßwässern findet man im neutralen pH-Bereich Al-Konzentrationen von Hunderstel bis wenige Zehntel mg/l (DvWK 110, 1996). Nach der DvWK 110 (1996) spielt Aluminium im Grundwasser mit Gehalten von wenigen Hunderstel bis Zehntel mg/l nur eine unbedeutende Rolle. Jedoch kann Aluminium bei erhöhten Al-Gehalten (>1 mg/l) in Form sehr kleiner Al-

Hydroxid-Parikel vorliegen, die mit einem $0,45\ \mu\text{m}$ Filter nicht abgefiltert werden können (MATTHESS, 1994).

In Abb. 57 ist der zeitliche Verlauf der Al-Gehalte der verschiedenen Wasserproben dargestellt, anhand dessen erkennbar ist, dass die Wasserproben des Hauptschachtes etwa um das 15 bis 50 Fache höher liegende Werte als die anderen Proben aufweisen. Da Aluminiumverbindungen neben CaCO_3 zur Neutralisation von saurem Grubenwasser führen und dadurch aus Gesteinen herausgelöst werden, sind die hohen Al-Gehalte im Wasser des Hauptschachtes nicht ungewöhnlich. Des weiteren fällt auf, dass die unfiltrierten Hauptschachtproben etwa 200 bis $500\ \mu\text{g/l}$ mehr Aluminium enthalten als die filtrierten Proben, deren Gehalte zwischen 1530 bis $2310\ \mu\text{g/l}$ liegen. Dies lässt auf die Anwesenheit von partikulären Al-Spezies in den Wasserproben schließen.

Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen Al-Gehalte von 60 bis $110\ \mu\text{g/l}$ auf und besitzen somit niedrigere Werte als die Proben des Hauptschachtes. Dies ist bedingt durch den hohen pH-Wert des Wiesenbachs, der dazu führt, dass Aluminium durch Bildung von Hydroxiden ausgefällt wird. Durch die Modellierung mit PHREEQC kann dies bestätigt werden, denn zum einen tritt Al hauptsächlich in Form von Al-Hydroxid-Komplexen im Wasser auf, zum anderen liegt das Mineral Gibbsit (AlOOH) übersättigt vor (6.2.1.3).

Innerhalb des Feuchtgebietes sind deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Proben erkennbar. So wurden im Zulauf des Feuchtgebietes Werte von 100 bis $183\ \mu\text{g/l}$ Al (im mittel $140\ \mu\text{g/l}$) und somit die höchsten Werte des Feuchtgebietes gemessen. Geringere Werte weisen die Probe WW1 mit Werten zwischen 88 bis $142\ \mu\text{g/l}$ Al und die Probe WW2 mit Al-Gehalten zwischen 27 bis $55\ \mu\text{g/l}$ auf. Im Abfluss des Feuchtgebietes schließlich wurden die geringsten Al-Konzentrationen (19 bis $44\ \mu\text{g/l}$) gemessen. Somit wird deutlich, dass es innerhalb des Feuchtgebietes zur Ausfällung von Aluminium und somit zum Absinken der Al-Gehalten kommt, was durch die positiven Sättigungsindizes von AlOOH sowie $\text{Al}(\text{OH})_3$ bestätigt werden kann (6.2.1). Des weiteren können sich Al-Hydroxid-Komplexe, Al-Sulfat-Komplexe und Al-Fluorid-Komplexe bilden, da Fluorid im Wasser anwesend ist. Festgestellt wurde mit Hilfe der hydrochemischen Modellierung, dass zum überwiegenden Teil Fluorid-Komplexe in den Wässern des Feuchtgebietes vorliegen, wobei der Abfluss, in welchem der Komplex $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ den prozentual größten Teil bildet, die Ausnahme darstellt. Des weiteren ist eine Komplexierung des gelösten Aluminium durch Chelatbildung möglich.

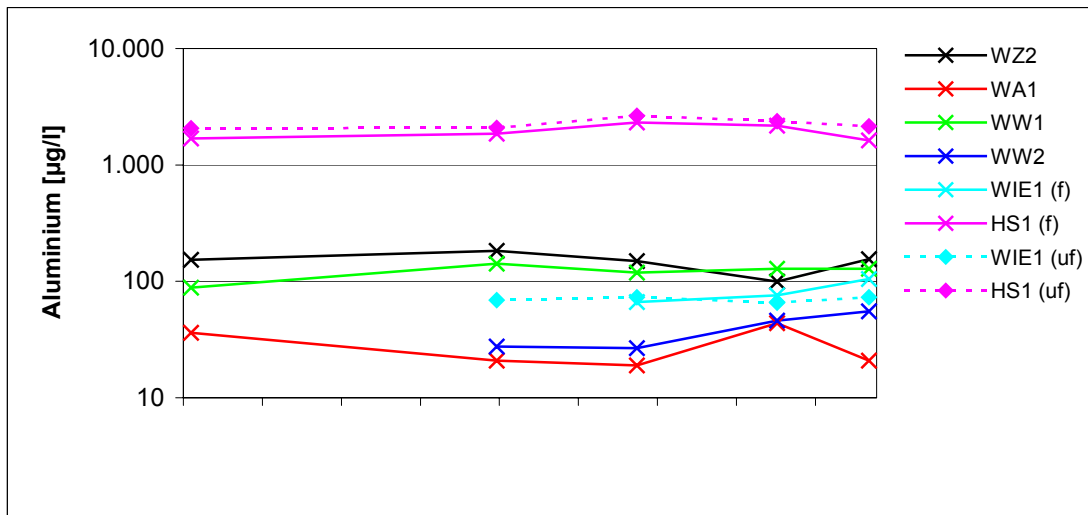


Abb. 57: Zeitlicher Verlauf der Al-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Die Teichwasserprobe der Komplettprobenahme, welche einen ähnlich hohen pH-Wert wie das Wasser des Wiesenbachs besitzt, weist mit 110 µg/l die gleiche Al-Konzentration auf. An der Probe Röl/8 (Drainageröhrchen) wurde ein niedriger Al-Gehalt von 30 µg/l gemessen, welcher dadurch bedingt ist, dass im Boden durch Tonminerale der Einbau von Aluminium und die Adsorption an deren Oberfläche erfolgt und somit das Aluminium aus dem Wasser entfernt wird. Die Al-Konzentrationen der Proben S2/8 und P8/8 liegen bei 100 bzw. 150 µg/l.

Arsen (As)

Arsen tritt in wässrigen Lösungen bei einem pH-Wert von 7 bis 11 vorwiegend als HAsO_4^{2-} -Ion und zwischen 3 und 7 vorwiegend als H_2AsO_4^- -Ion auf. Beide Aussagen konnten durch die hydrogeochemische Modellierung bestätigt werden. So liegt in Probe HS1 (pH<7) hauptsächlich der Komplex H_2AsO_4^- vor, während in allen anderen Proben der Komplex HAsO_4^{2-} überwiegt (Anlage). Unter mäßig reduzierenden Bedingungen ist die Spezies $\text{HAsO}_2(\text{aq})$ zu finden. Eine Ausfällung von Arsen erfolgt in Form von Fe(II)-Arsenat oder Mn(II)-Arsenat. Des weiteren ist eine Adsorption von Arsen an $\text{MnO}_2(\text{aq})$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ oder anderen Substanzen mit aktiven Oberflächen sowie Mitfällung mit diesen Substanzen möglich (MATTHESS, 1994). MATTHESS (1994) gibt für Grundwasser einen As-Gehalt von unter 0,1 mg/l (100 µg/l) an. Örtlich höhere Gehalte sind geogen oder anthropogen bedingt. Nach LAW (1994) liegt der Prüfwert für Arsen bei 2 bis 10 µg/l, der Maßnahmenschwellenwert bei 20 bis 60 µg/l.

In Abb. 58 ist der zeitliche Verlauf der As-Gehalte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes dargestellt. Dabei fällt auf, dass die As-Gehalte an den unfiltrierten Proben des Hauptschachtes im mittel 180 µg/l höher liegen als die der filtrierten Proben (350 bis 750 µg/l As). Im Gegensatz dazu weisen die filtrierten Proben des Wiesenbachs deutlich niedrigere As-Konzentrationen von 70 bis 90 µg/l auf. Allerdings sind auch hier höhere Gehalte an den unfiltrierten Proben festzustellen, die im mittel bei 22,5 µg/l liegen. An beiden Probenahme-

punkten ist daher anzunehmen, dass Arsen wie bereits oben erwähnt an Substanzen adsorbiert und mitgefällt wird. Des weiteren wird der von LAWA (1994) angegebene Maßnahmenswellenwert von den Hauptschachtproben stark, von den Wiesenbachproben gering überschritten. Allerdings sind die erhöhten As-Konzentrationen geogen bedingt, da sich unter anderem auch arsenhaltige Erze in den Mineralgängen befinden.

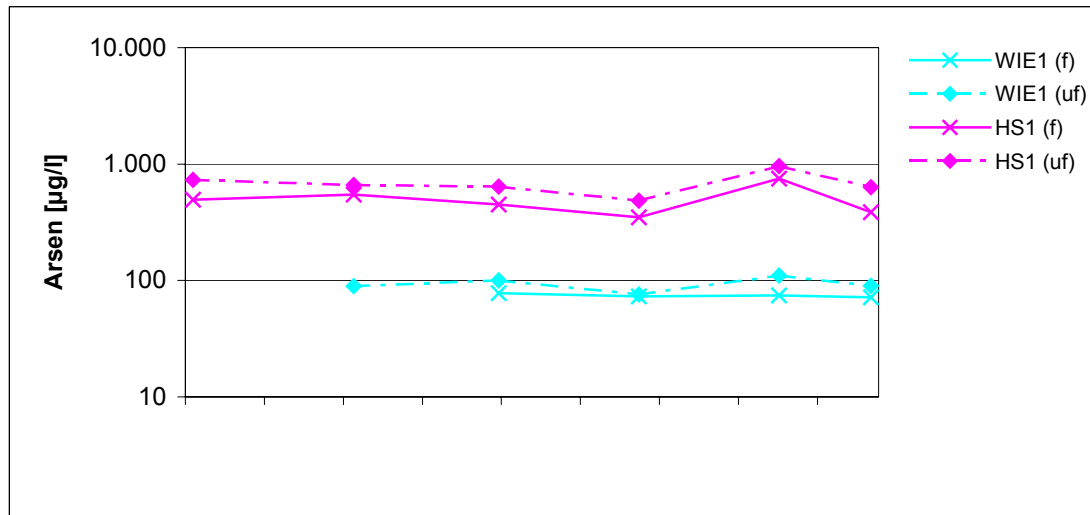


Abb. 58: Zeitlicher Verlauf der As-Gehalte des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs. f: filtriert, uf: unfiltriert.

An den gewonnenen Daten (Anlage) ist außerdem ersichtlich, dass die Wasserproben des Feuchtgebietes As-Konzentrationen aufweisen, die unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen. Ausnahmen bilden drei Wasserproben des Feuchtgebietszuflusses, sowie die Wasserproben der Probenahme vom 06.12.2000, welche wie in Kapitel 5.2.3.2 bereits erwähnt, in einem anderen Labor analysiert wurden. Die Werte des Feuchtgebietszuflusses liegen bei <1 bis 1,9 µg/l und somit unter dem von LAWA (1994) festgesetzten Prüfwert.

Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein leicht verlagerbares und verfügbares Schwermetall, welches bei pH-Werten <8 als Cd^{2+} -Ion auftritt. Bei höheren pH-Werten befindet sich $\text{Cd}(\text{OH})_2(\text{aq})$ und $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ in wässriger Lösung. Mit Cl^- - und SO_4^{2-} -Ionen kann Cadmium Komplexe bilden und mit Mn-Oxiden mitgefällt sowie an Mineraloberflächen sorbiert werden (MATTHESS, 1994).

In nicht besonders belasteten Gebieten treten in Flüssen und Binnenseen Cd-Konzentrationen <0,1 µg/l auf (DVWK 117, 1998). Für Grundwasser geben SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) Cd-Gehalte von 0,5 bis 1 µg/l an. In Grubenwässern findet man gelegentlich erhöhte Cd-Konzentrationen (MATTHESS, 1994). Von LAWA (1994) wurde für Arsen ein Prüfwert von 1 bis 5 µg/l sowie ein Maßnahmenswellenwert von 10 bis 20 µg/l festgelegt.

In allen analysierten Wasserproben mit Ausnahme einiger Proben des Hauptschachtes (HS1/4, HS1/5, HS1/6) liegen die Cd-Gehalte unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze (Kapitel 5.2.3.2). An den Proben vom 04.10.00 wurde Cadmium nicht bestimmt.

An den unfiltrierten Wasserproben des Hauptschachtes wurden Cd-Gehalte von 1,59 bis 2,64 µg/l gemessen. Die filtrierten Proben weisen dagegen geringere Cd-Konzentrationen von 1,63 bis 1,97 µg/l auf. Unterhalb der Bestimmungsgrenzen lagen die Cd-Gehalte der Proben HS1/7 und HS1/8.

Alle Wasserproben überschreiten den von der LAWA (1994) vorgeschriebenen Prüfwert nicht und sind somit unbedenklich.

Kupfer (Cu)

Kupfer ist in aquatischen Systemen in der Regel als Spurenelement vorhanden (0,1 mg/l). Seine Mobilität nimmt mit sinkendem pH-Wert (ab 5,5) zu. Aber auch zum alkalischen Bereich hin nehmen die Cu-Gehalte wieder zu, da eine zunehmende Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner erfolgt (DVWK 117, 1996). Die Lösungskonzentration von Kupfer wird durch Ad- und Desorptionsvorgänge sowie Komplexbildung beeinflusst. So wird Kupfer z.B. an Tonminerale, Fe- und Al-Oxide und -hydroxide sowie an organische Partikel gebunden.

Unbelastete Gewässer weisen Cu-Konzentrationen von <10 mg/l auf (DVWK 117, 1996). In Grubenwässern und Abläufen von Halden hingegen können höhere Cu-Gehalte auftreten (MATTHESS, 1994). Nach LAWA (1994) liegt der Prüfwert bei 20 bis 50 µg/l, der Maßnahmenschwellenwert bei 100 bis 250 µg/l Cu.

In Abb. 59 ist der zeitliche Verlauf der Cu-Gehalte dargestellt, an dem zu erkennen ist, dass die unfiltrierten Proben des Hauptschachtes mit Werten zwischen 61 und 115 mg/l die höchsten Cu-Gehalte aufweisen. Außerdem sind die Cu-Konzentrationen im filtrierten Wasser des Hauptschachtes etwa 40 bis 90 µg/l niedriger als im unfiltrierten.

Auch die Cu-Konzentrationen des Wiesenbachs liegen bei den filtrierten Proben (1,30 bis 3,05 µg/l) niedriger als bei den unfiltrierten Proben (3,5 bis 10,5 µg/l).

Zu den im Wasser vorliegenden Komplexen ist zu bemerken, dass in Probe HS1 Cu(2) hauptsächlich als freies Ion vorkommt, während in Probe WIE1 prädominant der nullwertige Komplex Cu(OH)₂ gebildet wird. Übersättigte Cu-Mineralphasen liegen allerdings nicht vor, so dass angenommen werden kann, dass aufgrund der Konzentrationsunterschiede zwischen unfiltrierten und filtrierten Proben ein Teil des Kupfers der Proben HS1 sowie WIE1 an Partikel gebunden ist. Eine Korrelation zwischen Eisen sowie Aluminium und Kupfer konnte jedoch nicht festgestellt werden.

Innerhalb des Feuchtgebietes wurden nur geringfügige Konzentrationsunterschiede an den Wasserproben festgestellt. Probe WZ2/6 weist als einzige filtrierte Probe einen höheren Wert (11,4 µg/l) auf. Aus der Grafik ist des weiteren erkennbar, dass die Cu-Gehalte im Zufluss mit 2,3 bis 8 mg/l etwas höher liegen als in den Proben WW1, WW2 und WA1. In den Proben

WZ2/7, WW1/7 sowie WW2/7 liegen die Cu-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l. Die hydrogeochemische Modellierung ergab, dass in Probe WZ2 und WW1 Cu(2) zu einem großen Anteil als freies Ion vorliegt. In Probe WA1 hingegen überwiegt der stabile nullwertige Komplex Cu(OH)₂. Dieser Unterschied innerhalb des Feuchtgebietes ist bedingt durch unterschiedliche pH- sowie Eh-Werte.

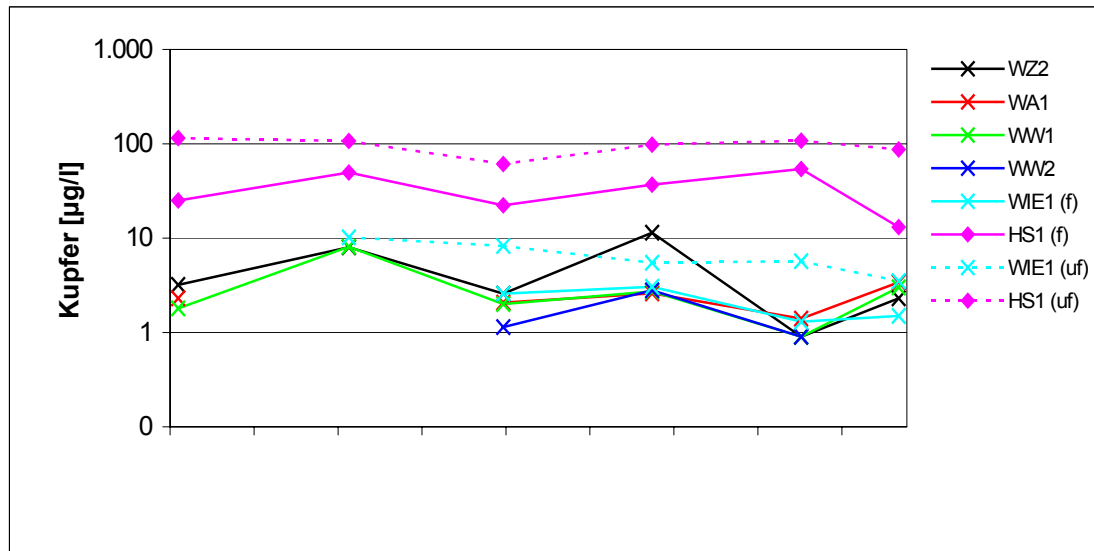


Abb. 59: Zeitlicher Verlauf der Cu-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Die Probe T1/8 weist einen Cu-Gehalt von 1,8 µg/l auf. Auch an Probe Röl/8 wurde dieser Wert gemessen. Die Werte der Proben des Feuchtgebietes liegen bei 4,5 µg/l (S2/8) bzw. 2,0 µg/l (P8/8).

Somit kann festgestellt werden, dass mit Ausnahme der Wasserproben des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs alle Wasserproben Cu-Konzentrationen aufweisen, die unterhalb des von LAWA (1994) festgesetzten Prüfwertes liegen. In den Bereich des Maßnahmenschwellenwertes fällt nur die unfiltrierte Probe HS1/3.

Nickel (Ni)

Im Wasser kommt Nickel als Ni²⁺-Ion vor. Mit Hilfe der hydrogeochemischen Modellierung wurde auch an den analysierten Proben festgestellt, dass Nickel zum überwiegenden Teil in Form freier Ionen vorliegt. Eine Ausnahme bildet dabei die Probe WIE1 und WA1, in welchen der nullwertige Komplex NiCO₃ den Hauptkomplex bildet (6.2.1). Eine weitere Eigenschaft von Nickel ist die Sorption durch Mn- und Fe-Hydroxide (MATTHESS, 1994). Allerdings wurde dieser Zusammenhang nur an Probe HS1 deutlich, an welcher der Fe- und Ni-Gehalt miteinander korreliert (r=1,0; s=0,01). Der Prüfwert wird von LAWA (1994) mit 15 bis 50 µg/l, der Maßnahmenschwellenwert mit 200 bis 250 µg/l angegeben.

In Abb. 60 ist der zeitliche Verlauf der Ni-Konzentrationen in den Wasserproben dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass die höchsten Ni-Konzentrationen am Wasser des Hauptschachtes

gemessen wurde. Dabei sind die Konzentrationsunterschiede zwischen filtrierten und unfiltrierten Proben vernachlässigbar klein (1 bis 3 µg/l). Allerdings liegen die Werte der filtrierten Proben höher als die der unfiltrierten. So wurden an den unfiltrierten Proben wurden Ni-Gehalte von 106,0 bis 130,0 µg/l, an den filtrierten Proben 109,0 bis 133,0 µg/l gemessen. Die Ni-Konzentrationen des Wiesenbachs liegen weitaus niedriger als die des Hauptschachtes. Alle Wasserproben mit Ausnahme der Probe WIE1/7 weisen in der unfiltrierten Probe höhere Ni-Gehalte als in der filtrierten Probe auf. Dabei schwanken die Werte in den unfiltrierten Wasserproben zwischen 7,6 und 17,4 µg/l, in den filtrierten Proben zwischen 5,1 und 14,1 µg/l. Ein Teil des im Wasser vorhandenen Nickels sollte somit kolloidal gebunden vorliegen.

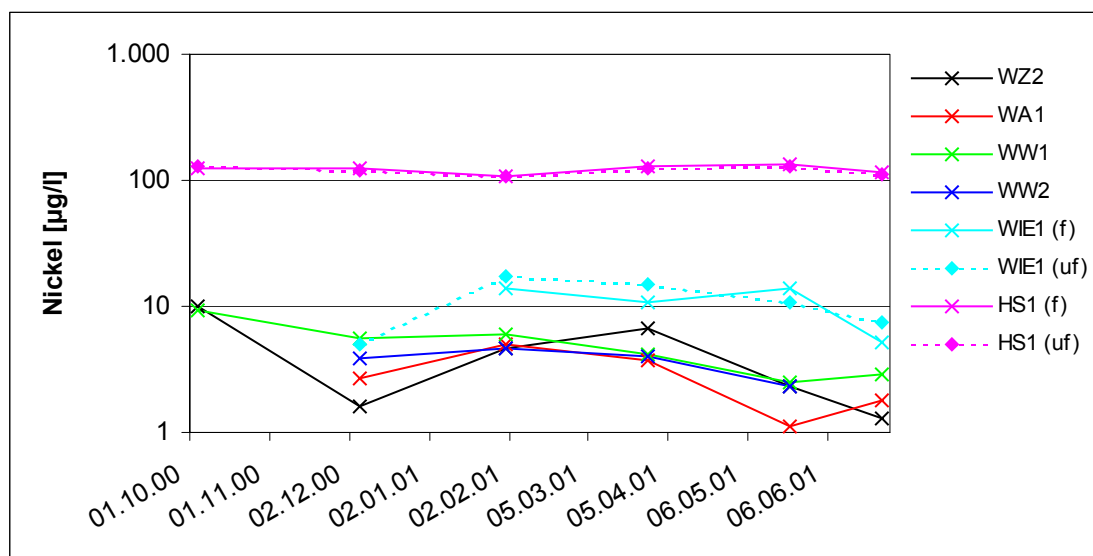


Abb. 60: Zeitlicher Verlauf der Ni-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Innerhalb des Feuchtgebietes unterscheiden sich die Ni-Konzentrationen der einzelnen Wasserproben geringfügig. Es fällt auf, dass vor allem die Ni-Konzentrationen des Zuflusses stark schwanken (1,3 bis 10,1 µg/l). An allen anderen Proben sind keine derart hohen Schwankungen erkennbar. So weisen die im Feuchtgebiet gelegenen Proben WW1 und WW2 geringfügig höhere Cu-Gehalte als der Abfluss auf. Es wurden Werte von 2,3 bis 9,3 µg/l Ni in den Proben WW1 und WW2 sowie Werte von 1,1 bis 8,0 µg/l Ni in Probe WA1 gemessen.

Die Ni-Konzentrationen der Komplettprobenahme variieren. An Probe T1/8 wurde ein Gehalt von 6,1 µg/l gemessen. Mit einem Wert von 5,8 µg/l weist Probe Röl/8 eine geringere Ni-Konzentration auf, welche auf eine teilweise Festlegung des Nickels im Boden schließen lässt. An den im Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben wurden Ni-Gehalte von 3,1 µg/l (S2/8) bzw. 2,3 µg/l (P8/8) gemessen.

Vergleicht man die Analysen mit den von der LAWA (1994) angegebenen Werten, lässt sich feststellen, dass alle Ni-Konzentrationen des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs mit Ausnahme von Probe WIE1/5 (unfiltriert) unterhalb des Prüfwertes liegen und somit unbedenk-

lich sind. Die Proben des Hauptschachtes überschreiten zwar den Prüfwert, liegen allerdings unter dem angegebenen Maßnahmenschwellenwert.

Blei (Pb)

Blei ist ein Element mit geringer Mobilität, dass vorwiegend an organische Substanzen aber auch an Tonminerale sorbiert wird. Außerdem kann eine Mitfällung mit Mn-Oxiden erfolgen. In Oberflächenwässern ist Blei vorwiegend an Kolloide gebunden, zum Teil aber auch gelöst. Aufgrund der geringen Mobilität von Blei weisen Grundwässer geringe Konzentrationen auf. Höhere Pb-Konzentrationen treten im Bereich von Erzlagerstätten auf. (MATTHESS, 1994) In der LAWA (1994) wird eine Pb-Konzentration von 10 bis 40 µg/l als Prüfwert ausgewiesen. Der Maßnahmenschwellenwert liegt bei 80 bis 200 µg/l.

Tab. 27: Übersicht der oberhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Blei-Gehalte in µg/l.

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Pb
Feuchtgebietszulauf	WZ2/4	06.12.2000	4,6
Feuchtgebietsablauf	WA1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	4,7
Feuchtgebietswasser 1	WW1/4	06.12.2000	3,0
Feuchtgebietswasser 2	WW2/4 (unfiltriert)	06.12.2000	3,0
Rohrauslass, Wiesenbach	WIE1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	2,9
	WIE1/8 (unfiltriert)	27.06.2001	2,6
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4 (0,2µm)	06.12.2000	2,9
	HS1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	7,2
	HS1/7 (unfiltriert)	22.05.2001	4,8
	HS1/8 (unfiltriert)	27.06.2001	5,5

Zunächst ist festzuhalten, dass die Pb-Konzentrationen nur bei Probenahme 4, 7 und 8 bestimmt wurden. Von diesen analysierten Proben liegen die Pb-Gehalte der Probenahme 7 und 8 mit Ausnahme der unfiltrierten Proben HS1/7, HS1/8 und WIE1/8 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l. An den Proben der Probenahme 4 wurden höhere Pb-Konzentrationen gemessen, wobei zu bemerken ist, dass diese Proben, wie bereits in Kapitel 5.2.3.2 erwähnt, in einem anderen Labor analysiert wurden. In Tab. 27 sind die ermittelten Werte zusammengefasst.

Im unfiltrierten Hauptschacht-Wasser liegen die Pb-Konzentrationen zwischen 4,8 und 7,2 µg/l. Die filtrierte Probe weist einen deutlich geringeren Wert von 2,9 µg/l auf.

An den unfiltrierten Proben des Wiesenbachs wurden Werte von 1 bis 2,9 µg/l gemessen. Da diese Konzentrationen niedriger sind als die Werte des Hauptschachtes, ist die Sorption von einem Teil des Bleis oder eine Mitfällung mit Mn-Oxiden wahrscheinlich.

Die Pb-Gehalte des Feuchtgebietes betragen bei Probenahmen 4 zwischen 3 und 4,7 µg/l.

An den Wasserproben der Komplettprobenahme wurden ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze liegende Werte gemessen.

Abschließend kann festgestellt werden, dass alle gemessenen Pb-Gehalte unter dem von LAWA (1994) angegebenen Prüfwert liegt.

Zink (Zn)

Zink kommt bei pH-Werten ≤ 7 in wässriger Lösung als Zn^{2+} -Ion vor. Es wird vorwiegend an Partikel gebunden, wobei eine Sorption von Zink an Tonmineralen sowie an Mn- oder Fe-Oxiden und -Hydroxiden erfolgt (MATTHESS, 1994). Aufgrund der hohen auf einem Signifikanzniveau von 0,01 liegenden Korrelation zwischen Eisen und Zink bei den Proben HS1 und WZ2 kann bestätigt werden, dass eine Sorption von Zink an Fe-Oxide bzw. -hydroxide stattfindet. Des weiteren wurde festgestellt, dass Zink und Kobalt eine hohe Korrelation aufweisen, was nicht ungewöhnlich ist, da beide Elemente in der gleichen Hauptgruppe stehen und somit gleiche Eigenschaften aufweisen.

In Grundwässern liegt die Zn-Konzentration in der Regel unter $10 \mu\text{g/l}$ (MATTHESS, 1994). Aus LAWA (1994) kann für Zink ein Prüfwert von 100 bis $300 \mu\text{g/l}$ sowie ein Maßnahmen-schwellenwert von 500 bis $2000 \mu\text{g/l}$ entnommen werden.

In den Hauptschachtproben sind sehr geringe Konzentrationsunterschiede zwischen unfiltrierten und filtrierten sichtbar. Hier erfolgt demnach keine bzw. nur eine geringe Sorption, was möglicherweise auf fehlende Mn- oder Fe-Oxide und -Hydroxide zurückzuführen ist. Die gemessenen Zn-Gehalte liegen dabei in den unfiltrierten Proben zwischen 452 und $660 \mu\text{g/l}$, an den filtrierten Proben 449 bis $665 \mu\text{g/l}$.

An den Proben des Wiesenbachs ist ersichtlich, dass die unfiltrierten Proben mit Zn-Gehalten von 13,1 bis $37,0 \mu\text{g/l}$ höhere Werte aufweisen als die filtrierten, welche alle mit Ausnahme der Probenahme vom 28.03.2001 ($18 \mu\text{g/l}$) unterhalb der Nachweisgrenze von $<10 \mu\text{g/l}$ liegen.

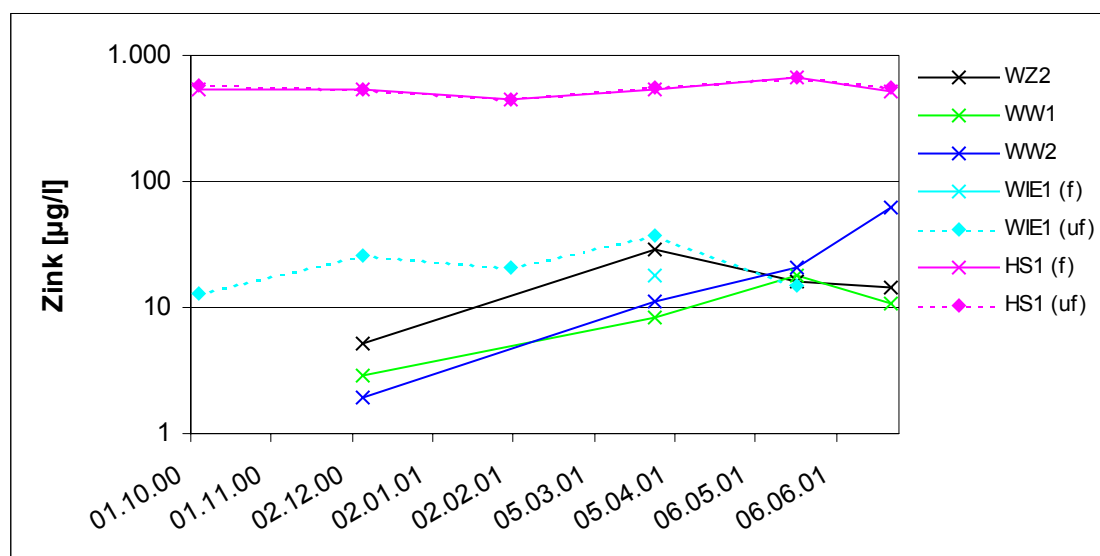


Abb. 61: Zeitlicher Verlauf der Zn-Gehalte aller Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Innerhalb des Feuchtgebietes weisen die Proben unterschiedliche Zn-Gehalte auf. Im Zufluss liegen die Zn-Konzentrationen im Bereich von 5,2 bis 29,2 µg/l. Im Gegensatz dazu weisen die Wasserproben WW1 und WW2 niedrigere Gehalte von <2 bis 20,9 µg/l Zn auf. Unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l bzw. 2 µg/l liegen die Zn-Konzentrationen des Feuchtgebietsabflusses. Sowie bei den Proben des Wiesenbachs als auch bei denen des Feuchtgebietes liegt somit die Vermutung sehr nahe, dass Zink aus dem Wasser durch Sorption entfernt wird.

Im Wasser des Sedimentationsteiches wurde ein Zn-Gehalt von 12,8 µg/l gemessen. An der Wasserprobe Röl/8 liegt der Zn-Gehalt bei 17,3 µg/l. Die Zn-Konzentrationen der beiden dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben liegen bei 11,4 µg/l (S2/8) bzw. 17,4 µg/l (P8/8).

Mit Ausnahme des Hauptschachtes, der Zn-Konzentrationen aufweist, die z.T. im Bereich des von der LAWA (1994) angegebenen Maßnahmenschwellenwertes liegen, weisen alle Proben unterhalb des Prüfwertes liegende Werte auf.

Kobalt (Co)

Kobalt tritt zusammen mit Nickel auf und befindet sich im Oberflächenwasser (Fluss) in verschwindend geringen Mengen (DVWK 117, 1996). Wie bereits bei Nickel erwähnt wurde der Zusammenhang zwischen Nickel und Kobalt durch die Korrelationsanalyse nachgewiesen. Eine Mitfällung bzw. Sorption von Kobalt erfolgt an Fe- und Mn-Oxiden. Aber auch durch Ionenaustausch kann Kobalt fixiert werden. Aufgrund der geringen Löslichkeit von Kobalt treten im Grundwasser nur wenige µg/l auf.

SCHRAUZER (1994) gibt für Trinkwasser Co-Konzentrationen von 0,1 bis 10 µg/l an. Nach LAWA (1994) liegt der Prüfwert zwischen 20 und 50 µg/l, der Maßnahmenschwellenwert zwischen 100 und 250 µg/l.

In Abb. 62 ist erkennbar, dass sich die Co-Konzentrationen der unfiltrierten und filtrierten Hauptschachtproben nur gering unterscheiden. Dabei schwanken die Co-Gehalte zwischen 93,9 und 116,0 µg/l.

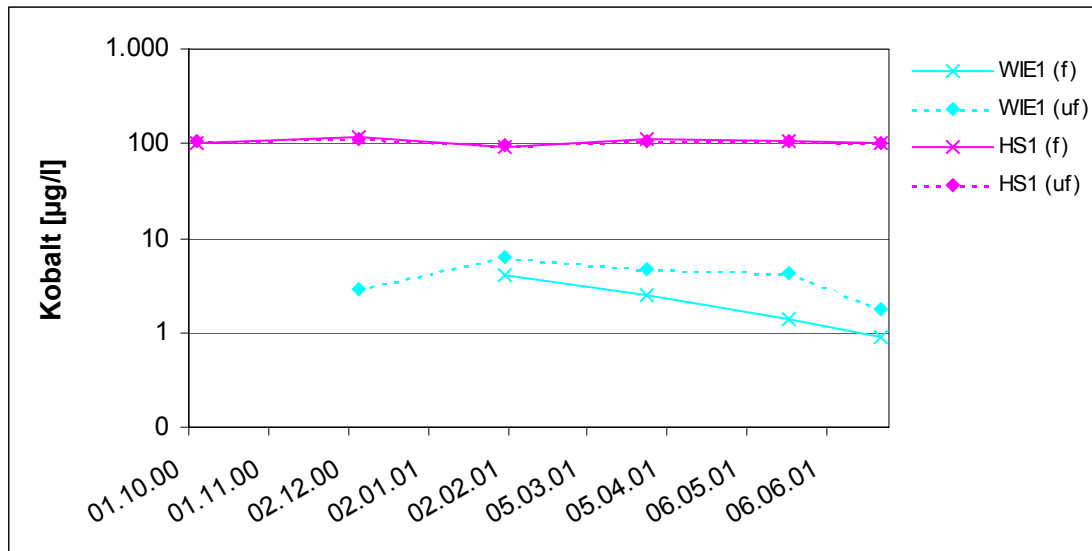


Abb. 62: Zeitlicher Verlauf der Co-Gehalte des Wiesbachs und des Hauptschachtes. f: filtriert, uf: unfiltriert.

An den Proben des Wiesbachs hingegen ist ein deutlicher Konzentrationsunterschied zwischen unfiltrierten und filtrierten Proben zu erkennen. Bei den unfiltrierten Proben liegen die Co-Konzentrationen zwischen 1,8 bis 6,4 µg/l, bei den filtrierten Proben zwischen <1,0 bis 4,0 µg/l. Demnach liegt ein Teil des Kobalts an Fe- und Mn-Oxide sorbiert vor.

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der Probenahme 4 Co-Konzentrationen auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l liegen. An den filtrierten Wasserproben der Probenahme 4 wurden Co-Gehalte von 0,43 bis 0,65 µg/l gemessen.

Die Co-Konzentrationen der Komplettprobenahme liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l.

Alle analysierten Wasserproben mit Ausnahme der des Hauptschachtes weisen Co-Gehalte auf, die unterhalb des von LAWA (1994) angegebenen Prüfwertes liegen. Im Gegensatz dazu liegen die Co-Konzentrationen des Hauptschachtes alle über dem Prüfwert und z.T. im Bereich des Maßnahmenschwellenwertes.

Eisen (Fe)

Nach MATTHESS (1994) ist die Freisetzung und der Gehalt von Eisen in natürlichen Wässern das Ergebnis chemischer Reaktionen wie die Oxidation und Reduktion sowie die Lösung und Fällung von Hydroxiden, Karbonaten und Sulfiden. Eine Ausfällung von Eisen ist abhängig von der im Wasser vorhandenen Konzentration an gelöstem Sauerstoff. So wird zum Beispiel die Konzentration an gelöstem Eisen in sauerstoffhaltigen Oberflächenwasser durch das Ausfällen von schwerlöslichen Oxiden und Hydroxiden bestimmt, was dazu führt, dass Eisen in diesen Wässern nicht oder nur in Spuren nachweisbar ist (DVWK 110, 1996). Im Grundwasser ist die am häufigsten vorkommende Fe-Spezies das Fe^{2+} -Ion. Die Löslichkeit und der Gehalt von Eisen sind abhängig vom Eh- und pH-Wert sowie vom Gehalt an organischen Substanzen

und der mikrobiellen Aktivität. Daher wird unter oxidischen Bedingungen im Wasser gelöstes Eisen als Fe(III)-Oxide und -Hydroxide ausgefällt. Dabei ist die Ausfällung von Eisen durch den Gehalt an im Wasser gelöstem Sauerstoff begrenzt. Bei etwa neutralen pH-Werten erfolgt die Ausfällung als Fe(III)-Hydroxid schnell (MATTHESS, 1994). Eisen kann aber auch kolloidal gelöst oder in organischer Bindung vorliegen.

Hohe Fe-Gehalte treten zum Beispiel in Bergbaugebieten auf, wenn eine Oxidation von reduzierten Eisenmineralen wie Fe-Sulfid, wie bereits in Kapitel 4.7 beschrieben, stattfindet. „Reduzierte“ Grundwässer weisen häufig Fe-Konzentrationen von 1 bis 10 mg/l auf (MATTHESS, 1994).

Die Fe-Konzentrationen, wurden wie in Kapitel 5.2.2 und 5.2.3.2 bereits beschrieben, zum einen photometrisch (an unfiltrierten Proben) zum anderen mit Hilfe der AES (an filtrierten und z.T. unfiltrierten Proben) bestimmt.

In Abb. 63 sind die Ergebnisse der photometrischen Fe-Analyse dargestellt. Deutlich erkennbar sind die sehr hohen Fe_{ges} -Konzentrationen an den Proben des Hauptschachtes (21900 bis 30700 $\mu\text{g/l}$). Des weiteren ist ersichtlich, dass Eisen(II) mit Gehalten von 12200 bis 21900 $\mu\text{g/l}$ die im Hauptschacht vorherrschende Oxidationsstufe ist, was auf die niedrigen pH- und Eh-Werte und die damit verbundenen eisenreduzierenden Prozesse zurückzuführen ist. Bei Betrachtung der Korrelationsanalyse konnte allerdings kein Zusammenhang zwischen Eh-Wert sowie pH-Wert und der Fe_{ges} -Konzentration festgestellt werden.

Die Fe_{ges} -Konzentrationen des Wiesenbachs liegen zwischen 510 und 1150 $\mu\text{g/l}$, die Fe(II)-Gehalte zwischen ≤ 1 und 40 $\mu\text{g/l}$. Daraus folgt, dass der Gehalt an Fe(III)-Verbindungen im Wiesenbach hoch ist. Dies wurde durch die hydrochemische Modellierung bestätigt. Des weiteren befindet sich in der wässrigen Phase Fe(III) in Form von Hydroxid-Komplexen, von denen $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$ übersättigt vorliegt und somit aus der Lösung ausfällt (6.2.1.3). Hervorgehoben wird dies durch die basischen pH-Werte des Wiesenbachs. Außerdem kann Eisen wie bereits erwähnt an Tonminerale sorbiert und als Fe-Kolloide und -Komplexe im Wasser vorliegen.

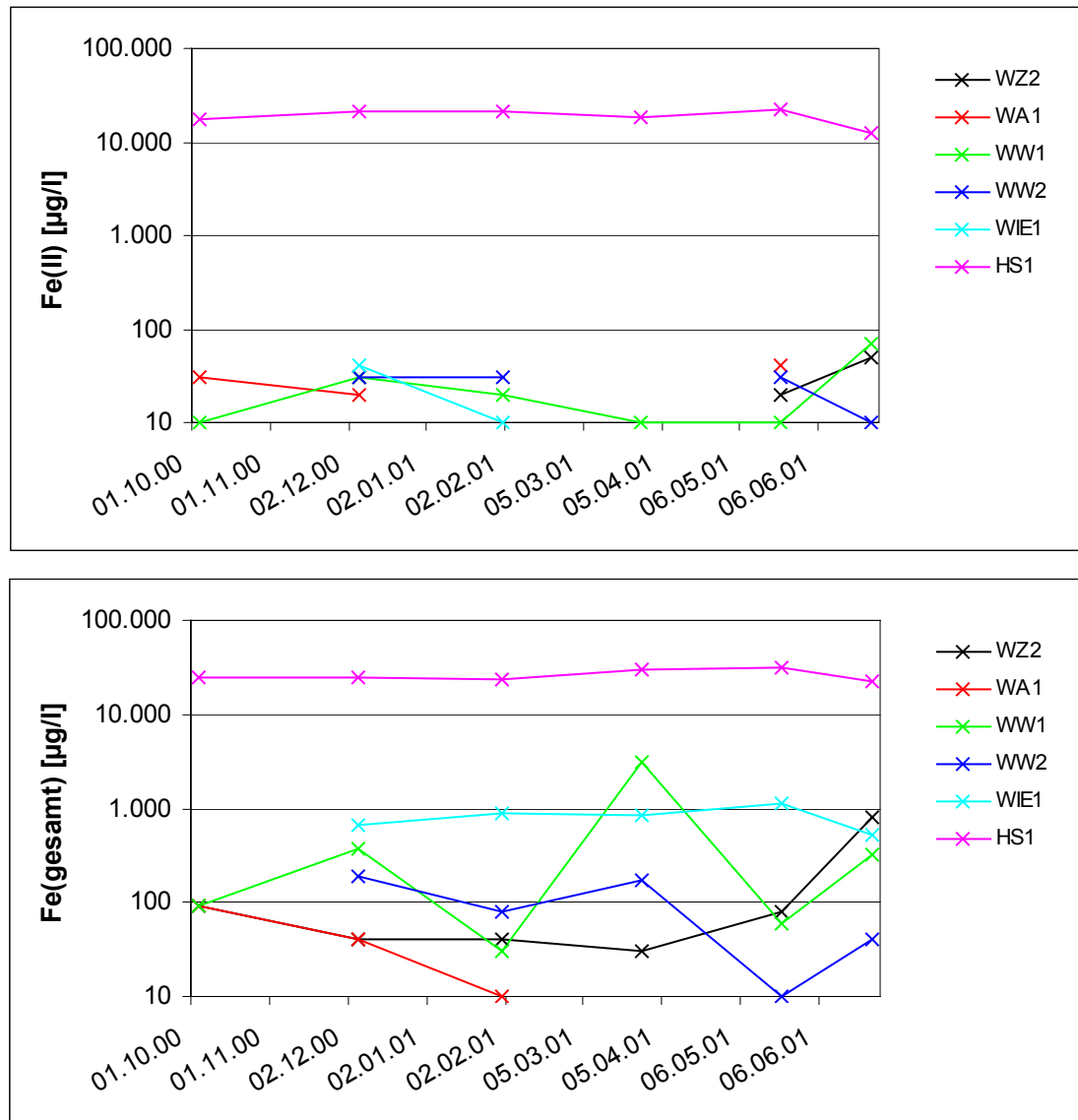


Abb. 63: Zeitlicher Verlauf der Eisen(II)- und Eisen(gesamt)-Gehalte der Wasserproben

Die Proben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der Probe WW1/6 (28.03.2001) Fe_{ges} -Gehalte von ≤ 1 bis $400 \mu\text{g/l}$ auf. Weitaus geringer ist mit Werten von ≤ 1 bis $70 \mu\text{g/l}$ die Konzentration an Eisen(II). Erklärbar sind diese geringen Fe(II) -Gehalte durch die im Feuchtgebiet vorherrschenden Redoxprozesse, die durch das Redoxpotential gesteuert werden. So herrscht ein oxidiertes Milieu innerhalb des Feuchtgebietes, was durch die gemessenen Eh-Werte bestätigt werden kann (Kapitel 6.2.3.5). Neben Oxidationsprozessen kann auch NO_3^- - und Mn-Reduktion erfolgen. Demnach wird Fe^{2+} mit Hilfe von Sauerstoff oder Nitrat und unter Mitwirkung von Mikroorganismen zu Fe^{3+} oxidiert und als Fe(III) -Oxid und -Hydroxid ausgefällt. Da die Fe-Gehalte des Feuchtgebietszuflusses etwas höher sind als die des Abflusses, ist eine Ausfällung von Eisen innerhalb des Feuchtgebietes folglich sehr wahrscheinlich. Auch durch die hydrogeochemische Modellierung wurde festgestellt, dass Fe-Mineralie wie amorphes Fe(OH)_3 , Goethit, Hämatit und Magnetit übersättigt vorliegen und somit aus der wässrigen Phase ausfallen können. Des weiteren wurden innerhalb des Feuchtgebietes höhere

Fe_{ges} -Konzentrationen gemessen, die auf im Wasser vorhandene Fe-Kolloide und –Komplexe beruhen können. Neben den Wasserproben wurden die Analysen der Bodenproben betrachtet, aus denen ersichtlich ist, dass die Bodenproben stark erhöhte Fe-Gehalte aufweisen. Somit ist eine Festlegung des Eisens im Boden und die damit verbundene Ausfällung aus dem Wasser sehr wahrscheinlich.

In Abb. 64 sind die Ergebnisse der Fe-Bestimmung mit Hilfe der AES dargestellt. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass an den Wasserproben der Probenahme 4 (06.12.2000) die Fe-Gehalte nicht bestimmt wurden. Bei den Probenahmen 5 und 6 lagen die Fe-Konzentrationen des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 $\mu\text{g/l}$.

An den Wasserproben des Hauptschachtes ist erkennbar, dass sowohl die unfiltrierten und die filtrierten Proben der AES als auch der Fe_{ges} -Gehalt der photometrischen Bestimmung den gleichen zeitlichen Verlauf aufweisen. Dabei liegen die mit der AES gemessenen Fe-Konzentrationen in den filtrierten Proben mit Werten von 13800 bis 26400 mg/l niedriger als in den unfiltrierten Proben (14400 bis 30500 $\mu\text{g/l}$).

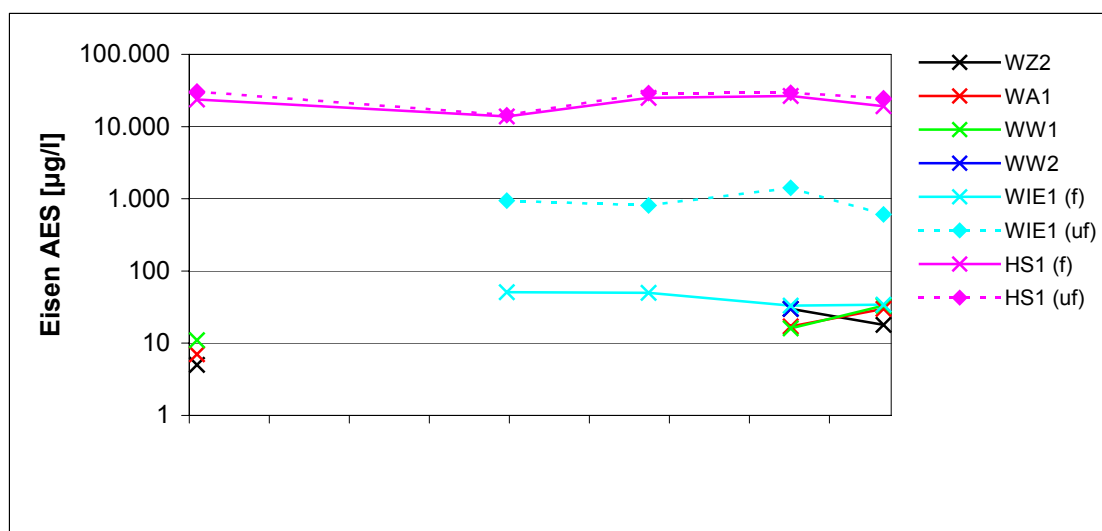


Abb. 64: Zeitlicher Verlauf der mit AES bestimmten Fe-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Auch an den Proben des Wiesenbaches ist zu erkennen, dass die Fe-Konzentrationen der filtrierten Proben mit Werten von 33 bis 51 $\mu\text{g/l}$ weitaus geringer sind als die der unfiltrierten Proben (610 bis 1420 $\mu\text{g/l}$).

Die Fe-Konzentrationen innerhalb des Feuchtgebietes unterscheiden sich nur geringfügig. Ermittelt wurden Konzentrationen von ≤ 5 bis 33 $\mu\text{g/l}$ (WA1/8 0,14 mg/l).

Anhand der ermittelten Fe-Gehalte für den Hauptschacht sowie den Wiesenbach wurde festgestellt, dass die Fe-Konzentrationen der unfiltrierten Proben höher als die der filtrierten Proben sind. Dies lässt darauf schließen, dass ein Teil des im Wasser enthaltenen Eisens an Partikel sorbiert sowie als Hydroxide vorliegt.

In Tab. 28 sind die Fe-Analysen der Komplettprobenahme zusammengefasst. Es ist leicht zu erkennen, dass die Wasserprobe des Sedimentationsteiches kein Eisen(II) enthält und somit der Fe_{ges} -Gehalt der Konzentration an Eisen(III) entspricht. Diese Verteilung der Eisenspezies im Teich beruht wie auch bei den Proben des Wiesenbaches auf dem basischen pH-Wert des Wassers, welcher zur Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) führt. An Probe Röl/8 wurde photometrisch kein Eisen nachgewiesen. Mit Hilfe der AES wurde ein Fe-Gehalt von 30 $\mu\text{g/l}$ analysiert. Das Eisen wird demnach im Boden festgelegt und somit aus dem Wasser entfernt.

Tab. 28: Eisen-Gehalte der Komplettprobenahme in $\mu\text{g/l}$.

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Fe(II) unfiltriert	Fe(gesamt) unfiltriert	Fe (AES) filtriert
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	430	1410	70
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	100	2670	50
Röl/8	Drainageröhrchen vom Damm	28.06.2001	0	0	30
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	0	420	130

Die beiden Pegelproben des Feuchtgebietes weisen höhere Fe-Konzentrationen als die anderen Feuchtgebietsproben auf. Da der Boden des Feuchtgebietes, wie in Kapitel 6.1.1 näher erläutert, ein Stagnogley mit eisenreduzierende und -oxidierende Horizonten ist, kann durch anaerobe Bedingungen im Boden Fe-III-Oxide reduziert werden und somit Fe^{2+} -Komplexe entstehen (DVWK 110, 1996). Dies erklärt die Fe(II)-Konzentrationen der Proben. Des weiteren wurden in den mit AES bestimmten filtrierten Proben niedrige Fe-Gehalte von 50 bzw. 70 $\mu\text{g/l}$ gemessen, was darauf schließen lässt, dass der überwiegende Teil an Partikeln sorbiert oder als Fe(III)-Oxide und -Hydroxide vorliegt.

Lithium (Li)

Lithium ist ein seltenes Element. Da Lithium beim Ionenaustausch verhältnismäßig schwach gebunden wird, bleibt es nach der Freisetzung durch Verwitterung hauptsächlich in Lösung (MATTHESS, 1994). Auch in allen analysierten Wässern tritt nachweislich der überwiegende Teil des im Wasser vorhandenen Lithiums in Form freier Ionen auf (Anlage). Nach DVWK 117 (1998) wird Lithium an organischem Material allerdings besser gebunden als Natrium und Kalium.

Im Flusswasser können nach WEDEPOHL (1978) Li-Konzentrationen von 0,1 bis 400 $\mu\text{g/l}$ mit einem Mittelwert von 23 $\mu\text{g/l}$ auftreten (DVWK 117, 1998). Im Grundwasser betragen die Konzentrationen meist 1 bis 500 $\mu\text{g/l}$.

In Abb. 65 sind die Ergebnisse der Analyse dargestellt. An diesen ist erkennbar, dass die Konzentration der unfiltrierten sowie der filtrierten Hauptschachtproben in etwa gleich hoch

sind. Dabei liegen die Li-Gehalte der unfiltrierten Proben bei 71,7 bis 86,6 µg/l, die der filtrierten bei 71,2 bis 90,9 µg/l.

Das gleiche Bild ergibt sich für die Proben des Wiesenbachs. Auch hier gleichen sich die Konzentrationen der unfiltrierten Proben (65,7 bis 73,3 µg/l) mit denen der filtrierten Proben (65,7 bis 72,9 µg/l Li).

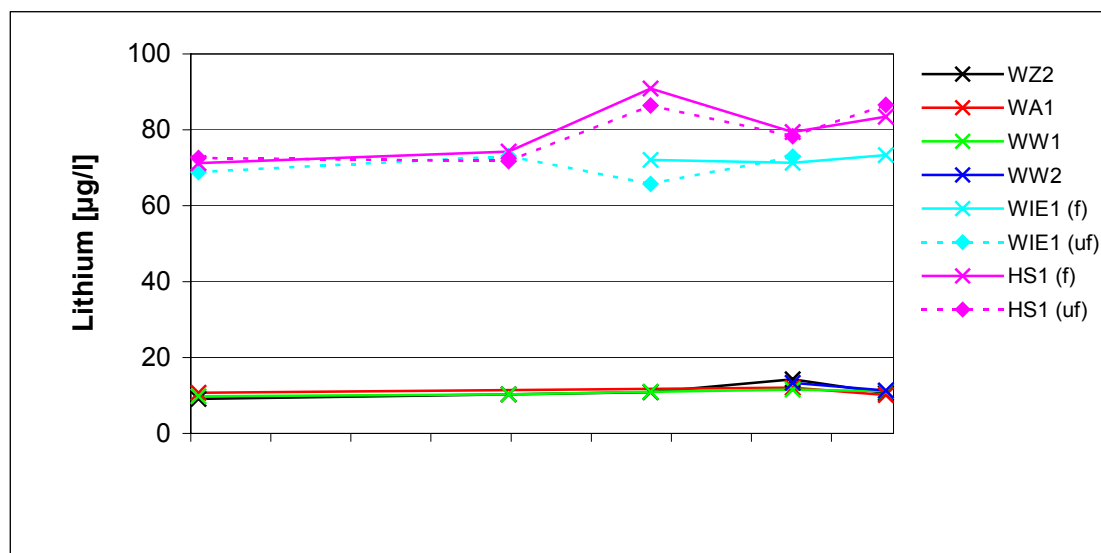


Abb. 65: Zeitlicher Verlauf der Li-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Bei Betrachtung der Proben des Feuchtgebietes, ist zu erkennen, dass der Zufluss mit Ausnahme der ersten Probenahme (04.10.2000) die höchsten Li-Gehalte (<10 bis 14,3 µg/l) innerhalb des Feuchtgebietes aufweist. Im Abfluss sind niedrigere Werte gemessen wurden (<10 bis 12,1 µg/l). Eine mögliche Bindung von einem Teil des in der wässrigen Lösung vorhandenen Lithiums an oben bereits genannte Stoffen ist demnach nicht auszuschließen.

Die Wasserproben der Komplettprobenahme weisen folgende Li-Konzentrationen auf:

Tab. 29: Lithium-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l. nn: nicht nachweisbar.

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Li
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	nn
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	nn
Rö1/8	Drainageröhrchen vom Damm	28.06.2001	79
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	72

Beide Feuchtgebietesproben weisen Li-Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze von 10 µg/l auf. Die Gehalte des Teiches sowie des Drainageröhrchens liegen in dem gleichen Konzentrationsbereich wie die Hauptschacht- und Wiesenbachproben.

Silber (Ag)

Silber ist ein geochemisch seltenes Element. Es besitzt eine geringe Löslichkeit in Wasser (MATTHESS, 1994).

An allen Wasserproben mit Ausnahme der in Tharandt analysierten Probenahme 4 wurden Ag-Konzentrationen bestimmt, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l liegen.

Strontium (Sr)

Strontium wird an der Oberfläche von Tonmineralen und Huminstoffen gebunden, kann allerdings von anderen Metallen wie z.B. Calcium und Magnesium sehr leicht verdrängt werden (DVWK 117, 1998). Die Sr-Gehalte im Grundwasser liegen nach MATTHESS (1998) in der Größenordnung von 10 bis 100 µg/l.

Zunächst wurde festgestellt, dass in den analysierten Wässern Strontium zum größten Teil in freier Form vorliegt und zu einem geringeren Anteil Sr-Sulfat-Komplexe bildet.

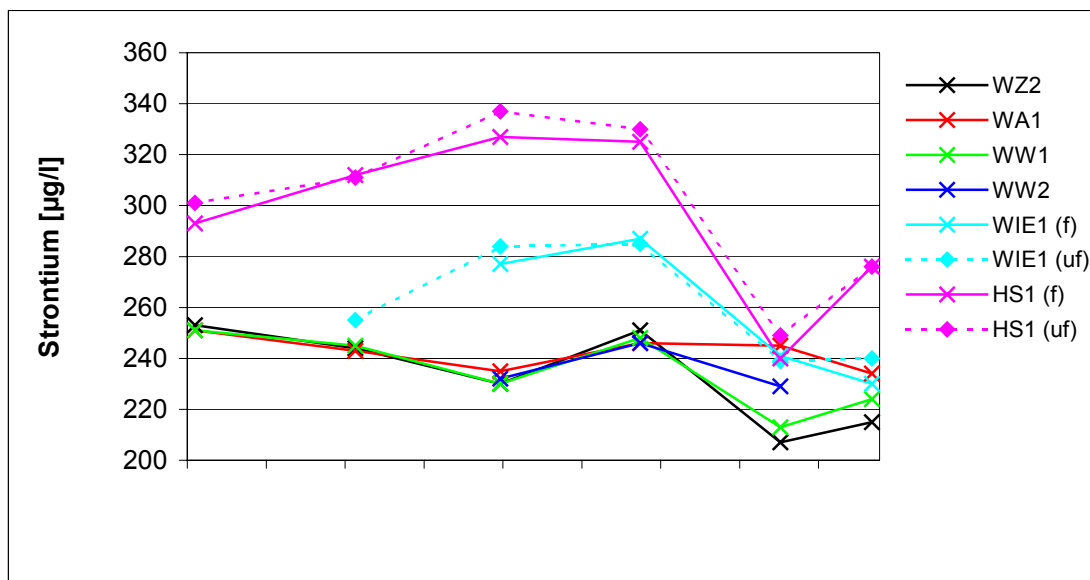


Abb. 66: Zeitlicher Verlauf der Strontium-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

In Abb. 66 sind die gemessenen Sr-Konzentrationen der beprobten Wässer dargestellt. Daran ist zu sehen, dass die Proben des Hauptschachtes die höchsten Sr-Gehalte aufweisen. Außerdem ist zwischen unfiltrierten Proben und filtrierten Proben nur ein sehr geringer Konzentrationsunterschied festzustellen, so dass der gesamte Anteil an Strontium sehr wahrscheinlich in Lösung vorliegt.

Die gleiche Aussage trifft auf die Proben des Wiesenbachs zu, da auch hier sehr geringe Konzentrationsunterschiede zwischen unfiltrierten und filtrierten Proben gemessen wurden.

Auch an den Proben des Feuchtgebietes ist erkennbar, dass sich die Sr-Gehalte der einzelnen Probenahmepunkte mit Ausnahme der Probenahme 7 vom 27.06.2001 ebenfalls nur geringfügig unterscheiden. Die im Feuchtgebiet gemessenen Sr-Konzentrationen betragen 207 bis 235 µg/l.

Die Sr-Konzentrationen der Komplettprobenahme sind in Tab. 30 dargestellt.

Tab. 30: Strontium-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l.

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Sr
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	279
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	210
Rö1/8	Drainageröhrchen vom Damm	28.06.2001	273
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	225

Barium (Ba)

Barium ist i.d.R. als Spurenelement mit Konzentrationen <100 µg/l im Wasser vorhanden. Es wird durch Tonminerale, Hydroxide und organisches Material sorbiert. In Flüssen liegen die Ba-Gehalte bei wenigen µg/l bis ca. 200 µg/l (DVWK 117, 1998). Nach LAWA (1994) ist ein Prüfwert von 100 bis 200 µg/l Ba und ein Maßnahmenschwellenwert von 400 bis 600 µg/l festgelegt.

In allen Wässern sind freie Ba²⁺-Ionen die dominierende Spezies, aber auch Ba-Sulfat-Komplexe werden in den untersuchten Wässern gebildet (6.2.1).

An den Wasserproben des Hauptschachtes wurden Ba-Konzentrationen von 14,0 bis 41,7 µg/l in den unfiltrierten und 13,7 bis 39,3 µg/l in den filtrierten Proben gemessen. Somit weisen die Proben nur geringe Konzentrationsunterschiede auf und eine Sorption von Barium erscheint daher unwahrscheinlich.

Auch die Gehalte der Wiesenbachproben unterscheiden sich mit Ausnahme eines extrem hohen Peaks bei der unfiltrierten Probe WIE1/7 (115 µg/l) nur geringfügig und liegen bei Werten von 7,0 bis 28,8 µg/l in den unfiltrierten und 11,5 bis 27,6 µg/l in den filtrierten Proben. Somit ist eine Sorption von Barium auch an diesen Proben kaum zu erwarten.

Mit Ausnahme der zwei Proben WW1/7 und WW2/7 weisen die einzelnen Wasserproben des Feuchtgebietes nur sehr geringe Konzentrationsunterschiede auf. Die Ba-Gehalte betragen 4,4 bis 48,2 µg/l.

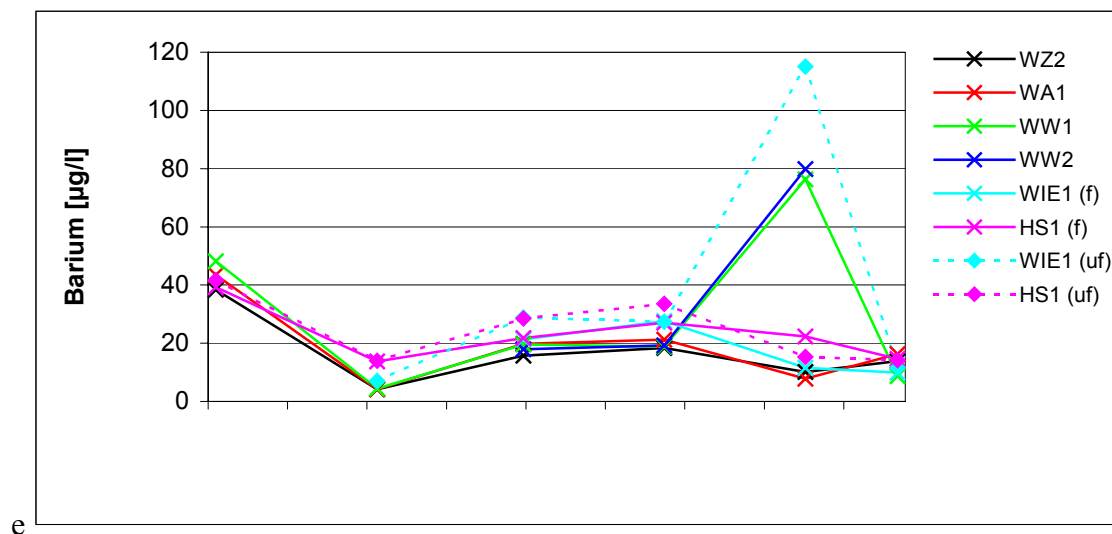


Abb. 67: Zeitlicher Verlauf der Ba-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Die Teichprobe enthält 9,1 µg/l Ba. An der Wasserprobe Röl/8 wurde ein Wert von 23,9 µg/l gemessen. Dabei kann der Ba-Gehalt dieser Wasserprobe dadurch beeinflusst werden, dass im Boden festgelegtes Barium durch das Sickerwasser gelöst und abgeführt wird. Die beiden dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben weisen Ba-Konzentrationen von 11,4 µg/l (S2/8) bzw. 8,5 µg/l (P8/8) auf.

Alle analysierten Wasserproben liegen unterhalb des von der LAWA (1994) festgelegten Prüfwert und sind somit unbedenklich. Eine Ausnahme bildet der im unfiltrierten Wasser des Wiesenbachs gemessene Ba-Gehalt der Probe WIE1/7, die einen Wert aufweist, welcher innerhalb des Prüfwertbereiches liegt.

Mangan (Mn)

Mangan ist in Oberflächenwässern nur in sehr geringer Konzentration vorhanden, da Mn(II)- und Mn(IV)-Verbindungen eine geringe Löslichkeit besitzen. In den meisten Grundwässern ist es ebenfalls nur in Spuren nachweisbar. Selbst im reduzierten Milieu sind selten Mn-Gehalte über 1 mg/l zu finden (DVWK 117, 1998).

Wie bei Eisen wird auch die Löslichkeit von Mangan durch den Eh- und pH-Wert sowie durch den Gehalt an organischer Substanz bestimmt. Allerdings konnte der Einfluss des Eh-Wertes auf die Mn-Konzentration mit Hilfe der Korrelationsanalyse nur an Probe WW2 nachgewiesen werden, bei der ein Korrelationskoeffizient von -0,943 und ein Signifikanzniveau von 0,01 errechnet wurde. Dabei bedeutet der negative Korrelationskoeffizient, dass sich die Parameter Eh-Wert und Mangan gegensinnig verhalten.

Bei einem pH-Wert ≤ 7 ist Mn^{2+} das vorherrschende Ion. Dies wurde durch die hydrochemische Modellierung für alle Wässer bestätigt werden. Selbst im Wasser des Wiesenbachs, welches höhere pH-Werte aufweist, dominiert das Mn^{2+} -Ion. Daneben treten aber auch Sulfat- und Carbonat-Komplexe auf. Mit einem pH-Wert-Anstieg erfolgen Oxidation und Fällung in Form von Oxiden und Hydroxiden, wobei die Oxidation wie bei Eisen auch bei Mangan von dem Gehalt an im Wasser gelöstem Sauerstoff begrenzt wird. Außerdem erfolgt eine Oxidation von Mangan erst ab einem pe-Wert von $>+10$ bzw. einem Eh-Wert von etwa 600 mV (SIGG & STUMM, 1996).

In Abb. 68 sind die Mn-Konzentrationen aller Wasserproben dargestellt. Wie bei allen anderen Elementen ist auch die Konzentration an Mangan in den Wasserproben des Hauptschachtes am höchsten. Da das Wasser des Hauptschachtes Grubenwasser mit pH-Werten ≤ 7 ist, sind die hohen Mn-Gehalte nicht ungewöhnlich. Zwischen unfiltrierten und filtrierten Proben treten kaum Konzentrationsunterschiede auf, was darauf hinweist, dass das im Wasser vorkommende Mangan fast ausschließlich in Lösung vorliegt. Die ermittelten Gehalte liegen zwischen 5900,0 und 11000,0 µg/l und sind somit stark erhöht.

Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen Konzentrationen auf, die etwa um das 10 bis 15 Fache niedriger liegen als die im Hauptschacht gemessenen Gehalte. Während die unfiltrierten Proben Mn-Konzentrationen von 330,0 bis 794,0 µg/l enthalten, wurden an den filtrierten Proben des Wiesenbachs niedrigere Mn-Gehalte mit Werten von 224,0 bis 689,0 µg/l gemessen. Das lässt darauf schließen, dass ein Teil des Mangans nicht in Lösung sondern als Oxid oder Hydroxid im Wasser vorliegt. Betrachtet man die mit PHREEQC berechneten Sättigungsindizes, ist erkennbar, dass Mangan in den Mineralphasen Manganit (MnOOH), Hausmannit (Mn₃O₄) sowie Bixbyit (Mn₂O₃) übersättigt ist und somit aus dem Wasser ausfallen kann.

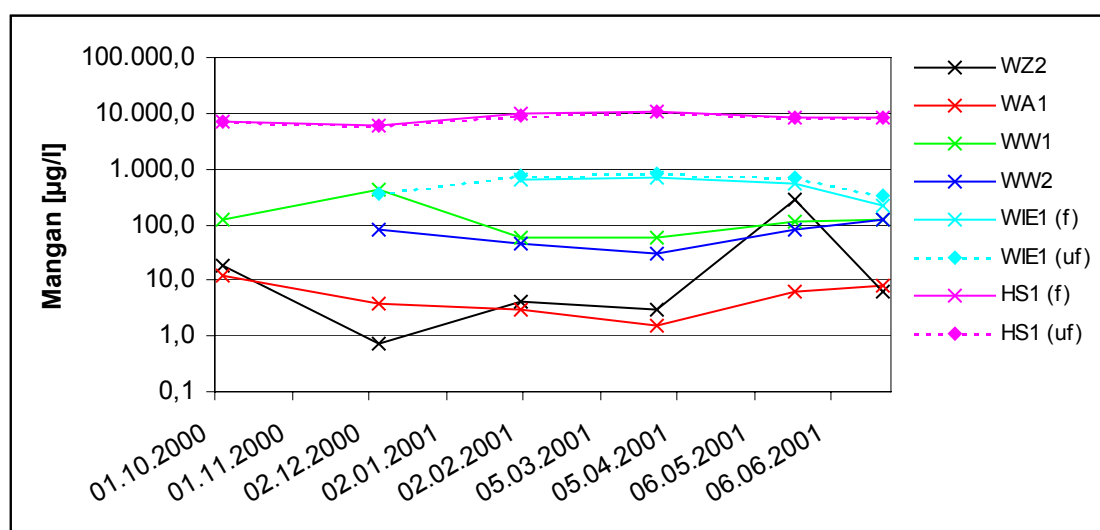


Abb. 68: Zeitlicher Verlauf der Mangan-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.

An den Wasserproben des Feuchtgebietes ist sichtbar, dass die Konzentrationen des Zuflusses etwas höher liegen als die des Abflusses. Die Mn-Gehalte des Zuflusses liegen mit Ausnahme eines sehr hohen Peaks von 275,0 µg/l bei 0,5 bis 19,0 µg/l. Am Wasser des Abflusses wurden mit Ausnahme der unfiltrierten Probe WA1/4 Werte von 1,5 bis 11,9 µg/l Mn gemessen. Des weiteren ist erkennbar, dass die Mn-Konzentrationen innerhalb des Feuchtgebietes deutlich höher liegen als im Zu- bzw. Abfluss. Dabei schwanken die Mn-Gehalte bei Probenahmepunkt WW1 mit Ausnahme eines Peaks von 419 µg/l zwischen 58,3 und 124,0 µg/l, während die Konzentrationen des Punktes WW2 zwischen 31,3 und 82,9 µg/l liegen. Wie bei Eisen ist auch bei Mangan ein erhöhter Gehalt im Boden festzustellen. Daher ist eine Festlegung von Mangan im Boden und die damit verbundene Entfernung aus dem Wasser sehr wahrscheinlich.

Die an den Proben der Komplettprobenahme gemessenen Mn-Konzentrationen sind in Tab. 31 dargestellt.

Tab. 31: Mn-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l.

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Mn
-------------	-------------------	-------	----

S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	247,0
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	16,5
Rö1/8	Drainageröhrchen vom Damm	28.06.2001	46,8
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	288,0

Es ist erkennbar, dass die Mn-Konzentration des Teichs mit 288,0 µg/l deutlich höher ist als die des Drainageröhrchens mit 46,8 µg/l. Die Ursache hierfür ist die Festlegung und Ausfällung von Mangan im Boden.

Die dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben weisen wie in Tab. 31 ersichtlich erhebliche Unterschiede auf. Der Mn-Gehalt der Probe S2/8 liegt 15fach so hoch wie der Gehalt der Probe P8/8 (16,5 µg/l).

Lanthanoide

Im Rahmen dieser Arbeit wurden an allen Wasserproben die Lanthanoide Lanthan (La), Cer (Ce), Praseodymium (Pr), Neodymium (Nd), Samarium (Sm), Gadolinium (Gd), Dysprosium (Dy) sowie Yttrium (Y) analysiert. Diese Elemente gehören zur Gruppe der seltenen Erden. Über das Verhalten dieser Stoffe ist wenig bekannt. BLIEFERT (1997) gibt an, dass einige Lanthanoide schwer lösliche Verbindungen bilden.

Von allen Lanthanoiden ist Cer das am häufigsten vorkommende. Nach MATTHESS (1994) ist Cer in aquatischen Systemen relativ unbeweglich, da seine Phosphate und Hydroxide eine geringe Löslichkeit aufweisen und an Untergrund-Materialien adsorbiert werden. Allerdings kann ein Transport von Cer in Form von Ionen, Karbonat-Komplexen und eventuell organischen Komplexen oder Kolloiden erfolgen (MATTHESS, 1994).

TRICCA et al. (1999) analysierten an Wässern von Flüssen der Vogesen und der Rheinebene und Grundwasser unter anderem REE's. Dabei zeigten die Analysen, dass unterschiedliche physiko-chemische Parameter die LREE-Anreicherung in den Flüssen der Vogesen, welche niedrigere pH-Werte aufweisen als die Rhein-Flüsse, und den Flüssen der Rheinebene steuern. Des weiteren wurde festgestellt, dass die Flüsse der Rheinebene und des Grundwassers eine durch den pH-Wert gesteuerte REE-Anreicherung aufweisen, die der Hauptflüsse der Erde ähnelt. Ein zusätzlicher Parameter, der die HREE/LREE-Fraktionierung steuert, ist die DOC (Dissolved Organic Carbon)-Konzentration in der Lösung.

Um die Abhängigkeit zwischen Vor-Ort-Parametern mit Yttrium, Lanthan und Cer feststellen zu können, wurde mit den Werten des Hauptschachtes eine Korrelation berechnet. Es wurden nur die Werte des Hauptschachtes verwendet, da bei allen anderen Proben die Mehrheit der Messwerte unter Bestimmungsgrenze lag. Anhand der Korrelation konnte ein Zusammenhang zwischen den drei ausgewählten Lanthanoiden festgestellt werden, was zu vermuten war, da diese Elemente aufgrund ihrer Zugehörigkeit zur Gruppe der Lanthanoide ähnliche Eigenschaften aufweisen. Eine Korrelation zwischen Vor-Ort-Parametern und Lanthanoiden konnte jedoch nicht festgestellt werden (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

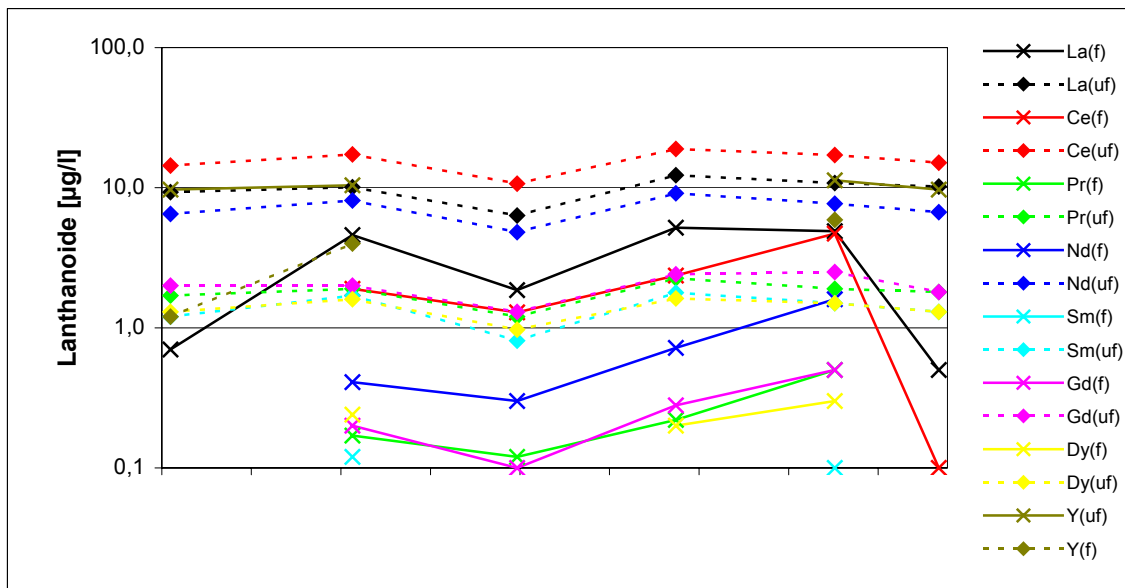


Abb. 69: Zeitlicher Verlauf der Lanthanoid-Gehalte der Wasserproben des Hauptschachtes. f: filtriert, uf: unfiltriert.

Im Wasser des Hauptschachtes wurden die oben bereits erwähnten Lanthanoide alle nachgewiesen, wobei die Elemente La, Y und Ce wie aus Abb. 69 ersichtlich die höchsten Konzentrationen aufweisen. Dabei ist zwischen allen unfiltrierten und filtrierten Proben ein deutlicher Konzentrationsunterschied erkennbar, der darauf schließen lässt, dass ein Teil der im Wasser befindlichen Lanthanoide an Partikeln sorbiert ist.

Die La-Konzentrationen der unfiltrierten Proben liegen bei 6,3 bis 12,3 µg/l, die der filtrierten Proben bei 0,5 bis 5,2 µg/l. Ähnlich hoch sind die gemessenen Konzentrationen an Yttrium.² Im Gegensatz dazu liegen die Ce-Gehalte mit Werten von 10,7 bis 18,9 µg/l in den unfiltrierten Proben höher als die La- bzw. Y-Gehalte. In den filtrierten Proben allerdings sind die Ce-Gehalte mit Werten von 0,1 bis 4,7 µg/l niedriger als die La- und Y-Gehalte.

Die Elemente Pr, Sm, Gd und Dy sind in geringerer Konzentration im Wasser des Hauptschachtes vorhanden, wobei die Konzentrationen in den unfiltrierten Proben der vier Elemente etwa 7 bis 10 mal höher ist als in den filtrierten Proben. Außerdem weisen die filtrierten Wasserproben z.T. Gehalte auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l liegen.

Die La-Werte des Wiesenbachs (Anlage 7/5) liegen bei <0,1 bis 0,6 µg/l in den unfiltrierten und bei <0,1 bis 0,3 µg/l in den filtrierten Proben. Es ist demnach auszuschließen, dass ein Teil des Lanthans an Partikeln sorbiert ist. Neben Lanthan wurde in einigen unfiltrierten Proben die Elemente Ce, Pr und Nd nachgewiesen. In den filtrierten Proben allerdings lagen die Gehalte dieser Elemente unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 bzw. 1,0 µg/l. Die Elemente Sm, Gd und Dy konnten an keiner der Wiesenbachproben nachgewiesen werden, d.h. die Konzentrationen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

² An den Wasserproben HS1/5 und HS1/6 wurde dieses Element nicht bestimmt.

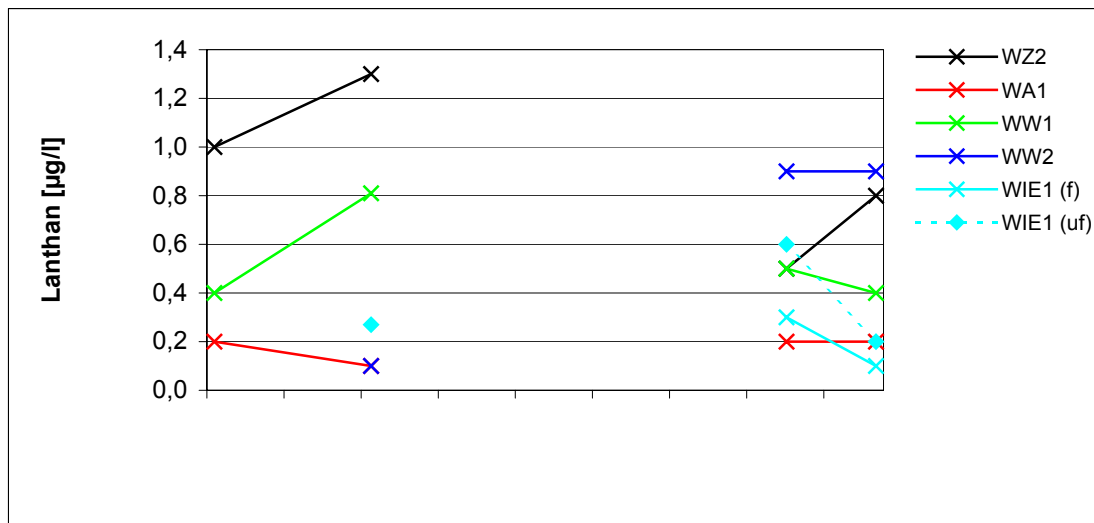


Abb. 70: Zeitlicher Verlauf der Lanthan-Konzentration des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs. f: filtriert, uf: unfiltriert.

An den Wasserproben des Feuchtgebietes konnte nur Lanthan nachgewiesen werden. Außerdem wurde im Zufluss des Feuchtgebietes das Element Nd analysiert. Alle anderen oben bereits erwähnten Lanthanoide liegen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze von 0,1 bzw. 1,0 µg/l (Cer).

In Abb. 70 befinden sich die La-Gehalte des Feuchtgebietes. Mit Ausnahme der Probe WZ2/4 (06.12.2000) liegen alle ermittelten Werte unterhalb von 1,0 µg/l. Da die La-Gehalte zweier Probenahmen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, gestaltet sich die Analyse des zeitlichen Verlaufs schwierig. Es konnte allerdings festgestellt werden, dass die Lanthankonzentrationen innerhalb des Feuchtgebietes abnehmen. So wurden am Zufluss des Feuchtgebietes mit Ausnahme der Probenahme vom 22.05.2001 die höchsten La-Konzentrationen gemessen. Sie liegen bei 0,5 bis 1,3 µg/l. Im Gegensatz dazu weist der Abfluss des Feuchtgebietes mit $\leq 0,2 \mu\text{g/l}$ die niedrigsten Werte auf. Innerhalb des Feuchtgebietes liegen die La-Konzentrationen bei 0,4 bis 0,81 µg/l (WW1) bzw. bei $<0,1$ bis 0,9 µg/l (WW2). Eine Korrelation zwischen physiko-chemischen Parametern und den La-Gehalten konnte nicht festgestellt werden.

Die im Feuchtgebietszufluss gemessenen Nd-Konzentrationen liegen bei $<0,1$ bis 0,52 µg/l.

Molybdän (Mo)

Molybdän wird an Fe-, Al- und Mn-Oxiden sorbiert und kann mit diesen zusammen ausgefällt werden (DVWK 117, 1998). Im Grundwasser betragen die Mo-Konzentrationen im allgemeinen wenige µg/l (MATTHESS, 1994). Für Oberflächenwässer kann nach WEDEPOHL ein mittlerer Wert von 0,5 µg/l angesetzt werden (DVWK 117, 1998). Von der LAWÄ (1994) wird ein Prüfwert von 20 bis 50 µg/l Mo und ein Maßnahmenswellenwert von 100 bis 250 µg/l angegeben.

Molybdän wurde zwar an allen Wasserproben bestimmt, allerdings lagen die Konzentrationen bis auf wenige Ausnahmen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l. An der Probe HS1/5 wurde in der unfiltrierten Probe ein Gehalt von 1,65 µg/l und in der filtrierten Probe 1,54 µg/l Molybdän gemessen.

Somit liegen alle Werte unterhalb des von der LAWA (1994) vorgegebenen Prüfwertes und die in den Wässern gemessenen Mo-Konzentrationen sind unbedenklich.

Zinn (Sn)

Die an den Wasserproben gemessenen Sn-Konzentrationen lagen alle unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

7 Interpretation der Messergebnisse, Schlussfolgerungen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgte sowohl eine Untersuchung von Wässern innerhalb des Feuchtgebietes sowie der näheren Umgebung als auch eine Analyse von Bodenproben innerhalb des Feuchtgebietes. Mit Hilfe der durchgeführten Untersuchungen sollen Schlussfolgerungen zu den im Feuchtgebiet ablaufenden geochemischen Prozessen und zum Stoffkreislauf erörtert werden.

Der Boden weist zum Teil stark erhöhte Metallkonzentrationen auf, wobei sich die Horizonte B7/2, B7/5 und B8/3 sowie der unterhalb des Oberbodenhorizontes folgende Horizont B4/1, B5a/1, B7/1 und B8/1 besonders hervorheben. Außerdem wurde festgestellt, dass nur bestimmte Elemente deutlich erhöhte Konzentrationen aufweisen. Zu diesen Elementen zählen u.a. Arsen, Cadmium, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel sowie Blei. Wie bereits in Kapitel 4.6 beschrieben sind diese erhöhten Schwermetallkonzentrationen nicht ungewöhnlich, da sich das Feuchtgebiet im Bereich einer Lagerstätte bzw. Vererzung befindet.

Bezüglich des Elementes Eisen wurde festgestellt, dass eine Anreicherung vor allem in den Horizonten B4/2, B5a/2, B7/2 und B8/2a aber auch in den Horizonten B5a/1, B5a/2 und B7/3 erfolgt. Da in diesen Horizonten wie in Kapitel 6.1.1 bereits beschrieben die Oxidation und Ausfällung der Fe-Verbindungen und eine damit verbundene Anreicherung in Rostflecken und Fe-Konkretionen erfolgt, weisen diese Bodenbereiche höhere Fe-Gehalte auf. Dabei stammen die Fe-Ionen unter anderem aus den ins Feuchtgebiet einfließenden Wässern.

Die Mn-Gehalte weisen einen der Fe-Gehalte ähnlichen Verlauf mit der Tiefe auf, was nicht ungewöhnlich ist, da Mn-Oxide hauptsächlich an Fe-Oxide sorbiert werden. Dieser Zusammenhang zwischen beiden Elementen wurde durch die Korrelationsanalyse bestätigt (Anlage XV).

Auch die Gehalte an Arsen, Cadmium, Kupfer, Nickel und Blei sind in einigen Horizonten erhöht. Bezüglich der Arsen-Konzentrationen wurde festgestellt, dass in allen Horizonten Gehalte auftreten, die höher als die üblichen Normalgehalte von 2-20 mg/kg sind. Dies gibt einen Hinweis auf im Boden vorhandene Sulfide. Alle anderen Elemente weisen vor allem in den oben bereits erwähnten Horizonten erhöhte Gehalte auf. Eine Festlegung aller genannten Elemente erfolgt hauptsächlich durch die Copräzipitation an Fe- und Mn-Oxide. Allerdings konnte anhand der mit den Messwerten durchgeführten Korrelationsanalyse ein signifikanter Zusammenhang mit Mangan nur bei Kobalt festgestellt werden. Ein stärkerer Zusammenhang ist zwischen den einzelnen Elementen und Eisen ersichtlich. Dabei korrelieren Kobalt und Nickel mit Eisen auf einem Signifikanzniveau von 0,01, während Arsen, Chrom, Zink und Mangan auf einem Niveau von 0,05 signifikant sind. Für die Elemente Kupfer, Cadmium und Blei konnte kein statistischer Zusammenhang nachgewiesen werden. Somit ist der Gehalt an Arsen, Chrom, Kobalt, Nickel, Mangan und Zink vom Gehalt an Eisen abhängig. Neben der Korrelationsanalyse wurde eine Faktorenanalyse durchgeführt - Abb. 71 zeigt das Komponentendiagramm.

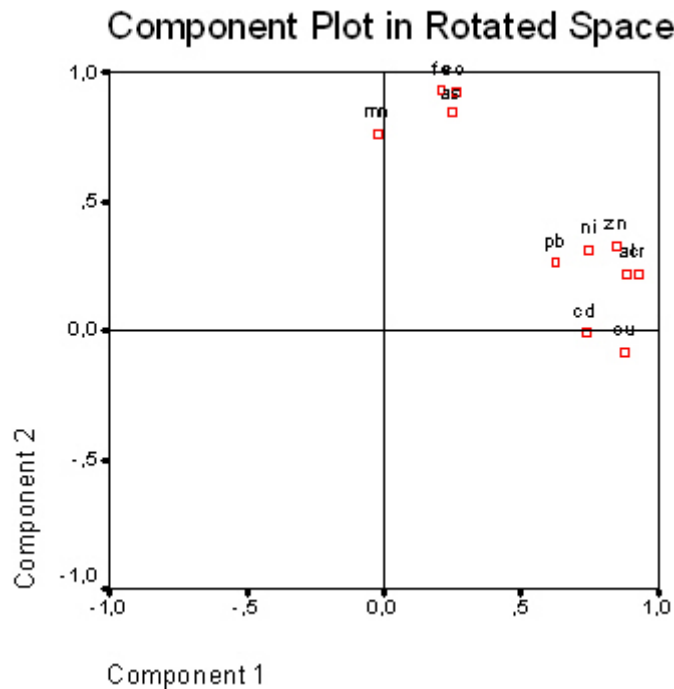


Abb. 71: Komponentendiagramm der Schwermetalle sowie Al und As der Bodenproben

Es wird deutlich, dass die Elemente Mangan, Kobalt und Arsen an Fe-Oxide sorbiert und somit im Boden festgelegt werden. Das Substrat des Feuchtgebietes trägt also nachweislich zur Entfernung von Schwermetallen sowie Arsen aus dem Wasser aufgrund von Elementfixierung und somit zur Wasserreinigung bei.

Auch anhand der Wasserproben werden Zusammenhänge deutlich, die nachfolgend erläutert werden. Zunächst wurde festgestellt, dass im Gegensatz zu den Schwermetallen sowie Aluminium und Arsen, auf die später näher eingegangen wird, die Hauptionen keine großen Konzentrationsunterschiede zwischen den untersuchten Wässern aufweisen. Allerdings weist das Wasser des Hauptschachtes im allgemeinen höhere Gehalte als die übrigen Wässer auf. Dabei fällt auf, dass diese höheren Konzentrationen vor allem durch die Anionen Sulfat, Hydrogencarbonat sowie Fluorid hervorgerufen werden. Wie bereits in den Kapiteln 4.7 und 6.2.4.1 beschrieben, entstehen die erhöhten SO_4^{2-} -Gehalte durch die stattfindende Disulfidverwitterung. Beeinflusst wird die Konzentration des Sulfats dabei durch den Gehalt an Fe^{3+} -Ionen. Dieser Zusammenhang konnte an den Proben WW2 und WA1 mit Hilfe der Korrelationsanalyse nachgewiesen werden (Anlage XV). Der Eintrag von Fluorid in das Wasser erfolgt durch die Verwitterung und Lösung des Flussspathes (CaF_2).

Während das Wasser des Hauptschachtes eine geringfügig höhere Gesamtkonzentration an Hauptionen aufweist, zeigt das Wasser des Wiesenbachs wenn auch nur eine geringfügige aber dennoch niedrigere Gesamtkonzentration als die übrigen Wässer. Verursacht wird dies vor allem durch die deutlich niedrigeren Konzentrationen an Sulfat und Calcium. Da Calcium in basischen Wässern z.B. als CaCO_3 ausfallen kann, sind die geringeren Ca^{2+} -Konzentrationen im basischen Wasser des Wiesenbachs nicht ungewöhnlich. Bei Betrachtung

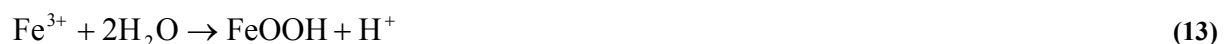
der hydrochemischen Modellierung wird deutlich, dass die Mineralphase Calcit im Wasser des Wiesenbachs übersättigt vorliegt und somit ausfallen kann. Im Gelände sind am Probenahmepunkt WIE1 Ausscheidungen sichtbar, allerdings wurden diese nicht analysiert.

In allen Wässern stellt Hydrogencarbonat die Hauptkohlensäurespezies dar und die Pufferung gegenüber Säuren ist demnach hoch. Daher kann auch die bei der Fe-, Mn- und Al-Ausfällung entstehende Azidität innerhalb des Feuchtgebietes neutralisiert werden.

Bei Betrachtung der Metallgehalte wird deutlich, dass die Konzentrationen im Wasser des Hauptschachtes um ein vielfaches höher sind als in den Wasserproben des Wiesenbachs sowie des Feuchtgebietes. Die Metalle Eisen, Kobalt, Mangan, Nickel und Zink sowie das Element Aluminium weisen im Hauptschacht Konzentrationen auf, die über dem von der LAWA (1994) jeweils festgesetzten Prüfwert liegen.

Zu einem sehr großen Teil werden die oben bereits erwähnten Elemente durch die Aufbereitung des Grubenwassers mittels einer aktiven Wassereinigungsanlage aus dem Wasser entfernt. Zu erkennen ist dies an den deutlich niedrigeren Elementkonzentrationen im Wasser des Sedimentationsteiches sowie des Wiesenbachs (Anlage XXII). In den unfiltrierten Wasserproben des Wiesenbachs liegen die Fe-Konzentrationen etwa 15- bis 40-fach, die Mn-Konzentrationen etwa 10- bis 15-fach niedriger als in den Hauptschachtproben.

Innerhalb des Feuchtgebietes sind vor allem Prozesse von Bedeutung, die zur Entfernung von Eisen, Mangan, Aluminium und Arsen beitragen, da diese Elemente im Grubenwasser des Hauptschachtes stark erhöhte Konzentrationen aufweisen und mit Hilfe des aeroben Feuchtgebietes aus dem Wasser entfernt bzw. auf ein Minimum reduziert werden sollen. Zunächst ist festzuhalten, dass das Feuchtgebiet ein oxidierendes Milieu ist. Dies hat sich durch die gemessenen Eh-Werte (>400 mV) bestätigt. Aufgrund dieser Tatsache kann davon ausgegangen werden, dass innerhalb des Feuchtgebietes eine Oxidation von Fe-Verbindungen stattfindet, wobei anzunehmen ist, dass aufgrund der pH-Werte des dem Feuchtgebiet zulaufenden Wassers (pH 7-8) die abiotische Fe-Oxidation dominiert.



HEDIN (1994)

Ausgefällte Eisenverbindungen, die im Feuchtgebiet durch rotbraune Sedimente sichtbar werden, geben einen Hinweis auf die stattfindende Oxidation. Anhand der photometrischen Fe-Bestimmung ist ebenfalls sichtbar, dass die Fe^{2+} - und Fe_{ges} -Gehalte des Feuchtgebietszuflusses in der Regel höher sind als die des Abflusses und eine Ausfällung von Eisen demnach erfolgt. Auch die hydrochemische Modellierung hat gezeigt, dass in allen Feuchtgebietswässern die Mineralphasen amorphes $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Hämatit, Goethit und Magnetit übersättigt vorlie-

gen und somit eine Ausfällung aus dem Wasser stattfindet. Dabei fällt zunächst amorphes $\text{Fe}(\text{OH})_3$ aus, während Minerale wie Hämatit, Magnetit und Goethit nicht direkt ausfallen, sondern sich durch Umwandlungsreaktionen aus $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{a})$ bilden (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH, 2002). Übersättigte Mn-Mineralphasen liegen jedoch nicht vor. Da eine Oxidation von Mangan nach SIGG & STUMM (1996) erst bei einem pe-Wert von $>+10$ bzw. einem Eh-Wert von etwa 600 mV beginnt, ist innerhalb des Feuchtgebietes, in welchem Eh-Werte ≤ 550 mV gemessen wurden, eine Mn-Oxidation unwahrscheinlich (Anlage XIV). Liegen dennoch Mn-Oxide im Wasser vor, sind diese nach HEDIN (1994) bei Anwesenheit von Fe^{2+} instabil und werden reduziert, so dass Mangan im Wasser hauptsächlich als freies Ion vorliegt. Da in den Wässern des Feuchtgebietes zu einem geringen Anteil auch Fe^{2+} -Ionen vorliegen kann somit Mangan reduziert werden. Die hydrochemische Modellierung hat gezeigt, dass der überwiegende Anteil von Mangan in zweiwertiger Form als freies Ion im Wasser vorliegt.



HEDIN (1994)

Anhand der Mn-Analysen ist jedoch sichtbar, dass die Mn-Gehalte des Feuchtgebietszuflusses in der Regel höher sind als die des Abflusses. Daraus folgt, dass die Verringerung der Mn-Konzentration innerhalb des Feuchtgebietes aufgrund der oben bereits beschriebenen Festlegung im Boden verursacht wird.

Da die Oxidation von Eisen und Mangan neben dem Eh-Wert auch vom Sauerstoffgehalt des Wassers abhängig ist, muss bei der Konstruktion des Feuchtgebietes darauf geachtet werden, dass eine ausreichende Belüftung des Wassers gewährleistet wird. Daher sollte das Feuchtgebiet aus mehreren einzelnen Zellen aufgebaut sein, zwischen denen Höhenunterschiede bestehen.

Die Ausfällung von Fe- und Mn-Oxiden und -Hydroxiden innerhalb des Feuchtgebietes ist von besonderer Bedeutung, da sie die Mitfällung vieler Metalle wie z.B. Kupfer und Zink sowie Arsen und somit eine feste Bindung an ihrer Oberfläche bewirken. Eine Korrelation solcher Metalle und der Fe-Gehalte konnte jedoch nur an Probe WZ1 zwischen den Elementen Eisen und Zink festgestellt werden. Somit kann eine Copräzipitation mit Fe-Oxide und -Hydroxiden nicht eindeutig nachgewiesen werden.

Die Al-Gehalte innerhalb des Feuchtgebietes sind im Zufluss um das 3- bis 9-fache höher als im Abfluss. Diese Konzentrationsänderungen weisen auf die Ausfällung von Aluminium hin.



HEDIN (1994)

Anhand der hydrogeochemischen Modelle wurde eine Übersättigung von AlOOH sowie $\text{Al}(\text{OH})_3$ festgestellt.

Nicht zu vernachlässigen bei der Entfernung von Schwermetallen aus dem Wasser des Feuchtgebiet ist der Pflanzenbewuchs. Dabei können verschiedene Pflanzen verschiedene Schadstoffe unterschiedlich stark anreichern. Allerdings wurden die Pflanzen im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht.

Abschließend ist festzuhalten, dass anhand der ermittelten Daten folgendes festgestellt werden konnten: Das Substrat des Feuchtgebietes spielt eine wesentliche Rolle bei der Elementfixierung. So werden die Elementen Eisen, Mangan, Arsen und Kobalt im Boden festgelegt. Während Eisen und Mangan aufgrund von im Boden stattfindenden Oxidationsprozessen gebunden wird, erfolgt die Fixierung von Arsen und Kobalt durch die Copräzipitation an Fe- und Mn-Oxide. Durch die im Feuchtgebiet herrschenden pH- und Eh-Bedingungen kann Eisen aus dem Wasser ausgefällt werden, was anhand rotbrauner Sedimente im gesamten Feuchtgebiet ersichtlich ist. Auch die Analysen zeigten, dass die Fe-Gehalte innerhalb des Feuchtgebietes geringer werden. Somit ist deutlich, dass das Feuchtgebiet im Moment zur Wasserreinigung beiträgt. Allerdings sollten weitere Probenahmen stattfinden, um die einzelnen im Feuchtgebiet ablaufenden Prozesse noch genauer charakterisieren zu können. Anhand mehrerer Messwerte ist auch eine bessere statistische Auswertung möglich. Des weiteren ist zu beachten, dass das derzeit durch das Feuchtgebiet fließende Wasser deutlich niedrigere Schwermetallgehalte aufweist als das Grubenwasser. Es bleibt also zu klären, wie hoch die Reinigungsleistung des Feuchtgebietes bei Einleitung von Grubenwasser ist.

8 Literaturverzeichnis

- AG BODEN** (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Schweizerbart Stuttgart
- ALTERMANN, M.** (1995): Böden, Landnutzung, Natur- und Gewässerschutz im östlichen Harz. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 77: 155-206; Göttingen
- BARTELS, C. & LORENZ, E.** (1993): Die Grube Glasebach - ein Denkmal des Erz- und Fluoritbergbaus im Ostharz. – Der Anschnitt, 45 (4): 144-158; Bochum
- BLIEFERT, C.** (1997): Umweltchemie. 2. Auflage, Wiley-VCH Weinheim [u.a.]
- BLUME, H.-P.** (1990): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Auflage, ecomed: 284-286; Landsberg/Lech
- BRÄUNIG, A** (1999): Anleitung zum Bodenkundlichen Praktikum I. Unveröffentlicht, Institut für Bodenkunde, TU Bergakademie Freiberg
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P.** (1998): SPSS Version 8: Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. 5. überarbeitete und erweiterte Auflage, Addison-Wesley-Longman Bonn
- DAHLGRÜN, F.** (1926): Geologische Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern - Blatt Harzgerode Nr. 2454 (Maßstab 1:25 000). Preußische Geologische Landesanstalt
- DIN 18 130. TEIL1** (1998): Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwerts.
- DIN 19 683. TEIL2.** (1973): Physikalische Laboruntersuchungen. – Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat.
- DIN 4022. TEIL1** (1987): Baugrund und Grundwasser – Benennen und Beschreiben von Böden und Fels.
- DIN 4023** (1984): Baugrund- und Wasserbohrungen – Zeichnerische Darstellung.
- DIN ISO 10 390.** (1997): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes.
- DIN ISO 10 694.** (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- DMT-GESELLSCHAFT FÜR FORSCHUNG UND PRÜFUNG MBH** (2000): Hydraulische und hydrochemische Situation BW Straßberg. Unveröffentlicht, Essen
- DVWK-MERKBLATT 212** (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen.
- DVWK-REGEL 128** (1993): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. Parey Hamburg
- DVWK-SCHRIFTEN 110** (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil1. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- DVWK-SCHRIFTEN 117** (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil1. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHE CHEMIKER (1981):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Physika-

- lische, chemische und bakteriologische Verfahren: D8 Die Berechnung des gelösten Kohlendioxid. Weinheim
- FRANZKE, H. J. & ZERJADTKE, W.** (1999): Übersicht über die Bildung der hydrothermalen Gänge des östlichen Harzes – ein Fortschrittsbericht. Der Aufschluss (Sonderband zur VFMG-Sommertagung): 39-63; Heidelberg
- GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT** (1995): Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt 1:400 000. 1. Auflage, Halle/S.
- GEYER, T.** (2000): Diplomkartierung - Titel unbekannt. Unveröffentlicht, Friedrich-Schiller-Universität Jena
- HEDIN, R.S. et al.** (1994): Passive Treatment of Coal Mine Drainage.- U.S. Bureau of Mines, Information Circular 9389, Washington
- HELMS, W.** (1995): Sauerwasser im Erzbergbau – Entstehung, Vermeidung und Behandlung. – Bergbau, 46 (2): 65-71
- HINTERMAIER-ERHARD, G.** (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. Enke Stuttgart
- HÖLL, K.** (1986): Wasser. de Gruyter Berlin [u.a.]
- HÖLTING, B.** (1996): Hydrogeologie. 5. Auflage, Enke Stuttgart
- HÜTTER, L.** (1990): Wasser und Wasseruntersuchung. 4. Auflage, Salle & Sauerländer Frankfurt am Main Aarau
- JORDAN, H. & WEDER, H.-J.** (1995): Hydrogeologie – Grundlagen und Methoden. 2. Auflage, Enke Stuttgart
- KAUBISCH, M.** (1986): Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus. Unveröffentlichte Dissertation, TU Bergakademie Freiberg
- KÖLLE, W.** (2001): Wasseranalysen – richtig beurteilt. Wiley-VCH Weinheim [u.a.]
- KUNTZE, H. et al.** (1994) : Bodenkunde. 5. Auflage, Ulmer Stuttgart
- LAGA** (1994): Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. Schmidt
- LAWA** (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Arbeitskreis Grundwassergüte, Stuttgart
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R.** (1980): Hydrogeologische Methoden. Springer Berlin [u.a.]
- MATTHESS, G.** (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3. Auflage, Borntraeger Berlin Stuttgart
- MERKEL, B. UND PLANER-FRIEDRICH, B.** (2002): Grundwasserchemie: praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. Springer Berlin [u.a.]

- MERKEL, B. UND FLESCHE, K.** (2002): Blockkurs Integrierte Datenauswertung Hydrogeologie (alt: Statistik Hydrogeologie). Unveröffentlicht, Institut für Geologie, Lehrstuhl Hydrogeologie, TU Bergakademie Freiberg
- MUNSELL COLOR,** (1992): Munsell soil color charts. Macbeth Div. of Kollmorgen Instruments Corporation Newsburgh, NY
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG** (2002): Böden in Niedersachsen – Abschnitt 6.6: Bodenregion des Mittelgebirges (Harz).
<http://www.bgr.de/N2/TEXT/BODNDS/NLFBOOK/HTML/nds_main.htm>.
Stand: 12.08.2002
- PRINZ, H.** (1997): Abriss der Ingenieurgeologie. 3. Auflage, Enke Stuttgart
- RABITZSCH, K.** (1964): Die tektonische Situation im Bereich des Straßberg-Neudorfer Gangzuges westlich Straßberg (Harz). - Hallesches Jahrbuch für Mitteldeutsche Erdgeschichte, 6: 25-32, 2 Abb.; Halle
- ROWELL, D.L.** (1997): Bodenkunde. Springer Berlin [u.a.]
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P** (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Enke Stuttgart
- SCHLICHTING, E. et al.** (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Berlin [u.a.]
- SCHÖNWIESE, CH.-D.** (2000): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. 3. verbesserte und erweiterte Auflage, Borntraeger Berlin Stuttgart
- SCHWAB, M** (1999): Beiträge zur Mineralogie und Geologie von Sachsen-Anhalt. – Der Aufschluss (Sonderband zur VFMG-Sommertagung): 1-38; Heidelberg
- SIGG, L. & STUMM, W.** (1996): Aquatische Chemie. B.G. Teubner Verlag Stuttgart
- TRICCA, A. et al.** (1999): Rare earth elements and Sr and Nd isotopic compositions of dissolved and suspended loads from small river systems in the Vosges mountains (France), the River Rhine and groundwater. – Chemical Geology, 160: 139-158; Amsterdam [u.a.]
- WINKLER, C.** (1998): Verfolgung des vertikalen Migrationsweges und Bilanzierung ausgewählter Elemente entlang der mineralisierten Gangzone des „Schwarzen Hirsch Stehenden Nord“. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Geologie, TU Bergakademie Freiberg
- WOLKERSDORFER, CH. & YOUNGER, P. L.** (2002): Passive Grubenwasserreinigung als alternative zu aktiven Systemen. - Grundwasser, 7 (2): 67-77, 7 Abb., 2 Tab.; Heidelberg.

9 **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1: Darstellung des zu charakterisierenden Stoffkreislaufes.	8
Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: Gauss-Krüger).	9
Abb. 3: Geologische Übersichtskarte aus PREUSSISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT, Blatt Harzgerode Nr. 2454; bearbeitet von DAHLGRÜN, 1926.	10
Abb. 4: Lagerstättenreviere des Harzes: Nr.3 Biwender Gangstruktur (aus FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).	11
Abb. 5: Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).	12
Abb. 6: Übersicht über die Lage der Schachtanlagen (aus RABITZSCH, 1964).	14
Abb. 7: Lage der Probenahmepunkte.	18
Abb. 8: Versuchsanordnung der KÖHN-Pipettierung.	27
Abb. 9: Bestückte Triaxialzelle.	29
Abb. 10: Sedimentationsteich mit Probennahmepunkten.	37
Abb. 11: Probenahmepunkt WIE1.	39
Abb. 12: Blick von Südwesten auf das Feuchtgebiet mit Probenahmepunkt S2/8.	41
Abb. 13: Photographische Dokumentation der Bohrung 4.	48
Abb. 14: Diffraktogramm der Probe 5/1 (Fraktion <63 µm).	50
Abb. 15: Vertikaler Verlauf des Boden-pH (CaCl ₂). Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.	53
Abb. 16: Vertikale Verteilung der N-Gehalte.	56
Abb. 17: Vertikale Verteilung der S-Gehalte.	57
Abb. 18: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Korngrößenverteilung nach KRAPP (aus PRINZ, 1997).	64
Abb. 19: Säurelöslicher Anteil an Al in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.	68
Abb. 20: Säurelöslicher Anteil an As in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.	69
Abb. 21: Säurelöslicher Anteil an Pb in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.	70
Abb. 22: Säurelöslicher Anteil an Cd in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.	71
Abb. 23: Zn/Cd-Verhältnis aller Bodenhorizonte.	72

Abb. 24: Säurelöslicher Anteil an Cr in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	73
Abb. 25: Säurelöslicher Anteil an Fe in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	74
Abb. 26: Säurelöslicher Anteil an Cu in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	76
Abb. 27: Säurelöslicher Anteil an Co in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	76
Abb. 28: Säurelöslicher Anteil an Mn in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	77
Abb. 29: Säurelöslicher Anteil an Ni in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	78
Abb. 30: Säurelöslicher Anteil an Zn in Abhängigkeit von der Tiefe. Durch ein Kreuz dargestellt sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung.....	80
Abb. 31: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe HS1/8	82
Abb. 32: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe HS1/8	83
Abb. 33: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe HS1/8.....	83
Abb. 34: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WIE1/8	84
Abb. 35: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8	85
Abb. 36: Sättigungsindizes der Calciumhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8	85
Abb. 37: Sättigungsindizes der Manganhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8.....	86
Abb. 38: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WZ1/8	86
Abb. 39: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WIE1/8	87
Abb. 40: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WW1/8	88
Abb. 41: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WW1/8	89
Abb. 42: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe WW1/8	90
Abb. 43: Speziesverteilung von Ca und S(6) der Probe WA1/8	90
Abb. 44: Sättigungsindizes der Eisenhaltigen Mineralphasen in Probe WA1/8.....	91
Abb. 45: Sättigungsindizes der Aluminiumhaltigen Mineralphasen in Probe WA1/8	92
Abb. 46: Histogramm und Summenkurve der Wahrscheinlichkeitsverteilung des Eh-Wertes (Probe WZ2).....	93
Abb. 47: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes der Wasserproben	94
Abb. 48: pH-Wert der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)	95
Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Temperatur der Wasserproben	96

Abb. 50: Temperatur der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01).....	97
Abb. 51: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben	98
Abb. 52: Leitfähigkeit der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01).....	99
Abb. 53: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte der Wasserproben	100
Abb. 54: Zeitlicher Verlauf des Redoxpotential der Wasserproben	102
Abb. 55: Redoxpotential der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01).....	103
Abb. 56: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies	107
Abb. 57: Zeitlicher Verlauf der Al-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	118
Abb. 58: Zeitlicher Verlauf der As-Gehalte des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	119
Abb. 59: Zeitlicher Verlauf der Cu-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.	121
Abb. 60: Zeitlicher Verlauf der Ni-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	122
Abb. 61: Zeitlicher Verlauf der Zn-Gehalte aller Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert. ..	124
Abb. 62: Zeitlicher Verlauf der Co-Gehalte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	126
Abb. 63: Zeitlicher Verlauf der Eisen(II)- und Eisen(gesamt)-Gehalte der Wasserproben...	128
Abb. 64: Zeitlicher Verlauf der mit AES bestimmten Fe-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.	129
Abb. 65: Zeitlicher Verlauf der Li-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.	131
Abb. 66: Zeitlicher Verlauf der Strontium-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	132
Abb. 67: Zeitlicher Verlauf der Ba-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.	134
Abb. 68: Zeitlicher Verlauf der Mangan-Gehalte der Wasserproben. f: filtriert, uf: unfiltriert.	135
Abb. 69: Zeitlicher Verlauf der Lanthanoid-Gehalte der Wasserproben des Hauptschachtes. f: filtriert, uf: unfiltriert.....	137
Abb. 70: Zeitlicher Verlauf der Lanthan-Konzentration des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs. f: filtriert, uf: unfiltriert.	138
Abb. 71: Komponentendiagramm der Schwermetalle sowie Al und As der Bodenproben...	141

10 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Mittlere Gehalte in mg/kg einiger ausgewählter Schwermetalle und Halbmetalle in Grauwacken (aus BLUME, 1992), tonigen Gesteinen und Böden (aus KUNTZE, 1994). ..	14
Tab. 2: Ursachen, die z.T. erhöhte Schwermetallgehalte erwarten lassen (aus BLUME, 1992).	15
Tab. 3: Probenbezeichnung sowie Entnahmetiefe in m uGOK.	19
Tab. 4: Bestimmungsgrenzen in mg/kg und Analysemethoden.....	36
Tab. 5: Vor-Ort-Parameter.	42
Tab. 6: Eh- Korrekturwerte	43
Tab. 7: Bestimmungsgrenzen Ionenchromatographie. Mengenangaben in mg/l (VOLKE 2000).	45
Tab. 8: Bestimmungsgrenzen ICP-MS. Mengenangaben in µg/L.	46
Tab. 9: Bestimmungsgrenzen ICP-AES und ICP-AES. Mengenangaben in µg/L.	46
Tab. 10: Untersuchungsergebnisse der Röntgenanalyse in Massen-%.	50
Tab. 11: Ermittelter Boden-pH; nb: nicht bestimmt.	52
Tab. 12: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert, gemessen in 0,01 M CaCl ₂	53
Tab. 13: Gehalte an TC, TOC und TIC in Massen-%. nn: nicht nachweisbar (< 0,025); nb: nicht bestimmt. Da der Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) bei Probe 7/4 unterhalb der Nachweisgrenze lag, war eine Berechnung des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) nicht möglich.....	55
Tab. 14: Korngrößenverteilung des Grobbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.....	58
Tab. 15: Korngrößenverteilung des Feinbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.....	59
Tab. 16: Ermittelte Bodenarten des Feinbodens.	60
Tab. 17: Ungleichförmigkeitsgrad. d ₁₀ und d ₆₀ in µm, U=[d ₆₀ /d ₁₀], n.b.=Bestimmung nicht möglich.....	61
Tab. 18: Durchlässigkeitsbeiwert (aus DIN 18130, Teil 1); K in m/s.	62
Tab. 19: Ton-, Schluff- Gehalte und sich daraus ergebende Pelitgehalte (Σ U+T) in Masse-%. Fett gedruckt sind die Werte, die alle von KAUBISCH vorgegebenen Bedingungen erfüllen.	65
Tab. 20: Aus der Korngrößenverteilung und experimentell ermittelte k_f -Werte in m/s.....	66
Tab. 21: Häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte von Böden. Mengenangaben in mg/kg; Ø: Durchschnitt.....	67
Tab. 22: Leitfähigkeiten verschiedener Wässer in µS/cm.....	98

Tab. 23: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben der Komplettprobenahme (27.06.2001)	101
Tab. 24: Reihenfolge der einsetzenden Redoxprozesse (HÖLTING, 1996). Werte in mV...	102
Tab. 25: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies	106
Tab. 26: Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveau ausgewählter Proben	114
Tab. 27: Übersicht der oberhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Blei-Gehalte in µg/l....	123
Tab. 28: Eisen-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l.	130
Tab. 29: Lithium-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l. nn: nicht nachweisbar.	131
Tab. 30: Strontium-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l.	133
Tab. 31: Mn-Gehalte der Komplettprobenahme in µg/l.....	135

11 Anlagenverzeichnis

Anlage I: Dokumentation der Bohrprofile

Anlage II: Fotografische Dokumentation der Bohrungen

Anlage III: Tabelle der Messwerte der CNS-Messung. nn: nicht nachweisbar ($<0,025$)

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte

Anlage V: Tabelle der Messwerte der C_{org} -Gehalte. nn: nicht nachweisbar ($<0,025$)

Anlage VI: Tabelle der C/N-Verhältnisse

Anlage VII: Kornverteilungskurven

Anlage VIII: Probenparameter für die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes

Anlage IX: Tabelle der Messwerte der Durchlässigkeitsbeiwert-Bestimmung

Anlage X: Darstellung der Durchflussmenge Q gegenüber der Zeit

Anlage XI: Tabelle der Messergebnisse der Durchlässigkeitsbeiwert-Bestimmung

Anlage XII: Messwerte der Schwermetalle sowie Al und As an den Bodenproben. nn: nicht nachweisbar (unter Bestimmungsgrenze)

Anlage XIII: Zink-Cadmium-Verhältnis der Bodenproben

Anlage XIV: pe- und Redoxpotential-Bereiche, gültig für pH=7, für bakteriologisch katalysierte Reaktionen (aus SIGG & STUMM, 1996)

Anlage XV: Korrelationsmatrizen

Anlage XVI: Messwerttabelle der Vor-Ort-Parameter aller Proben

Anlage XVII: Graphische Darstellung der Sauerstoffgehalte der Komplettprobenahme

Anlage XVIII: Messwerte der Bestimmung der p- und m-Werte

Anlage XIX: Tabelle der Messwerte der Haptionen

Anlage XX: Ionenbilanzen

Anlage XXI: Tabelle des Na/K- und Na/Cl-Verhältnis

Anlage XXIII: Tabelle der Messwerte der Schwermetallgehalte sowie Al und As

Anlage XXIII: Tabelle der Messwerte der Lanthanoide

12 Abkürzungsverzeichnis

Ah-Horizont	A-Horizont mit bis zu 30 Massen-% akkumulierter Humus
A-Horizont	Mineralischer Oberbodenhorizont mit Akkumulation organischer Substanz
Ap-Horizont	A-Horizont, durch regelmäßige Bodenbearbeitung geprägt
C-Horizont	Mineralischer Untergrundhorizont
CNS	Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel
Cv-Horizont	C-Horizont, angewittert bis verwittert
Eh-Wert	Redoxpotential einer Lösung (mV)
fG	Feinkies
fS	Feinsand
fU	Feinschluff
gG	Grobkies
G-Horizont	grundwasserbeeinflusste Unterbodenhorizont
gS	Grobsand
gU	Grobschluff
Höhe über HN	Höhenabgabe bezogen auf Kronstädter Pegel (m)
HREE	High Rare Earth Elements
ICP	Induktiv gekoppeltes Plasma
ICP-AAS	Atomabsorptionsspektrometrie mit ICP
ICP-AES	Atomemissionsspektrometrie mit ICP
ICP-MS	Massenspektrometrie mit ICP
k _f -Wert	Durchlässigkeitsbeiwert
LDS	low density sludge
LREE	Light Rare Earth Elements
lutro	lufttrocken
Massen-%	Masseprozent
mG	Mittelkies
mS	Mittelsand
mU	Mittelschluff
m-Wert	Azidität
nb	Nicht bestimmt
nn	Nicht nachgewiesen
O-Horizont	Organischer Horizont

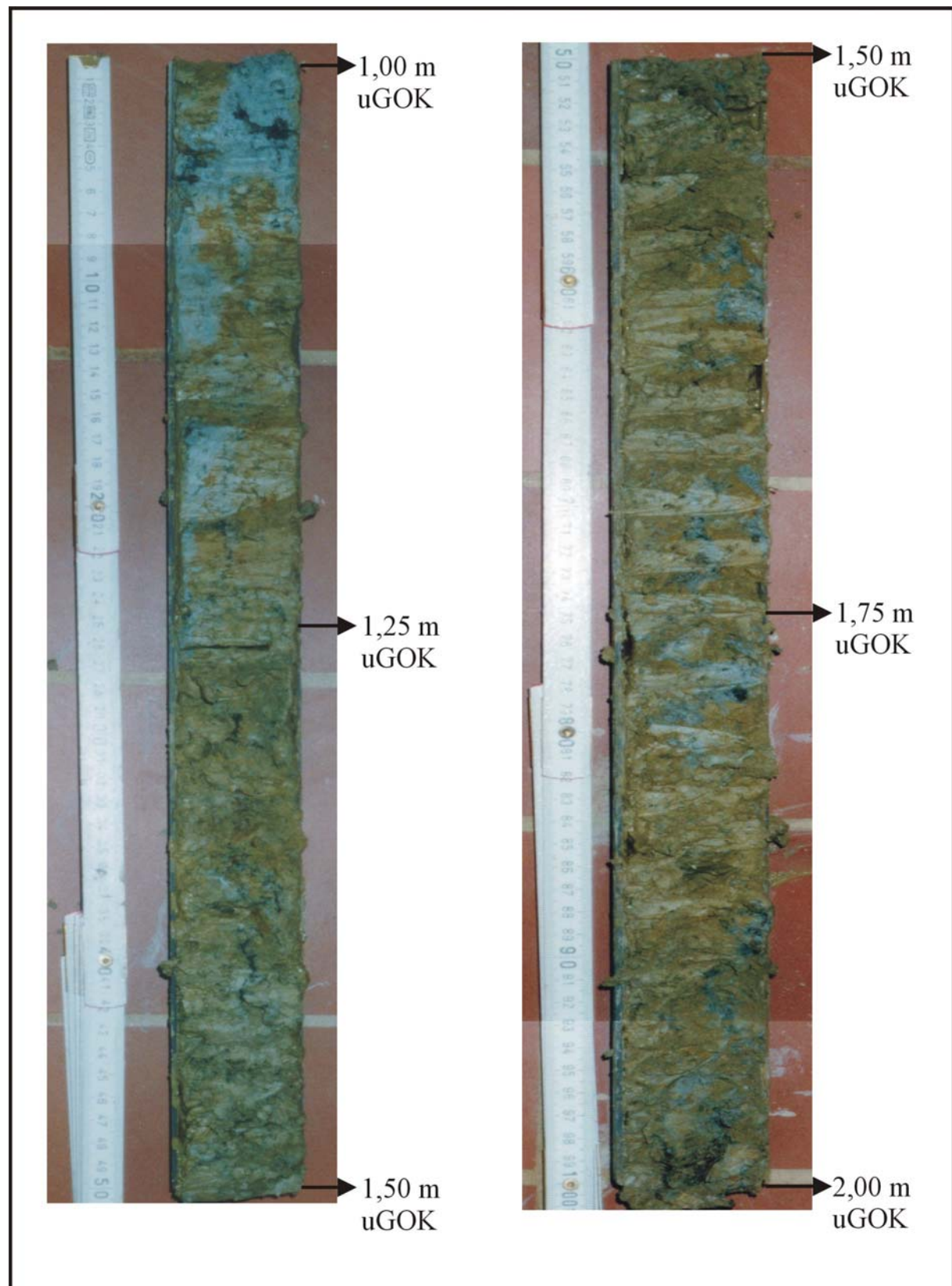
p-Wert	Alkalinität
Re	REYNOLDS-Zahl
REE	Rare Earth Elements – Seltene Erden Elemente
Sd-Horizont	S-Horizont, wasserstauend
S-Horizont	Unterbodenhorizont mit Stauwassereinfluss
Sw-Horizont	S-Horizont, wasserleitend
T	Ton
uGOK	Tiefe unter Geländeoberkante (m)

Anlagen

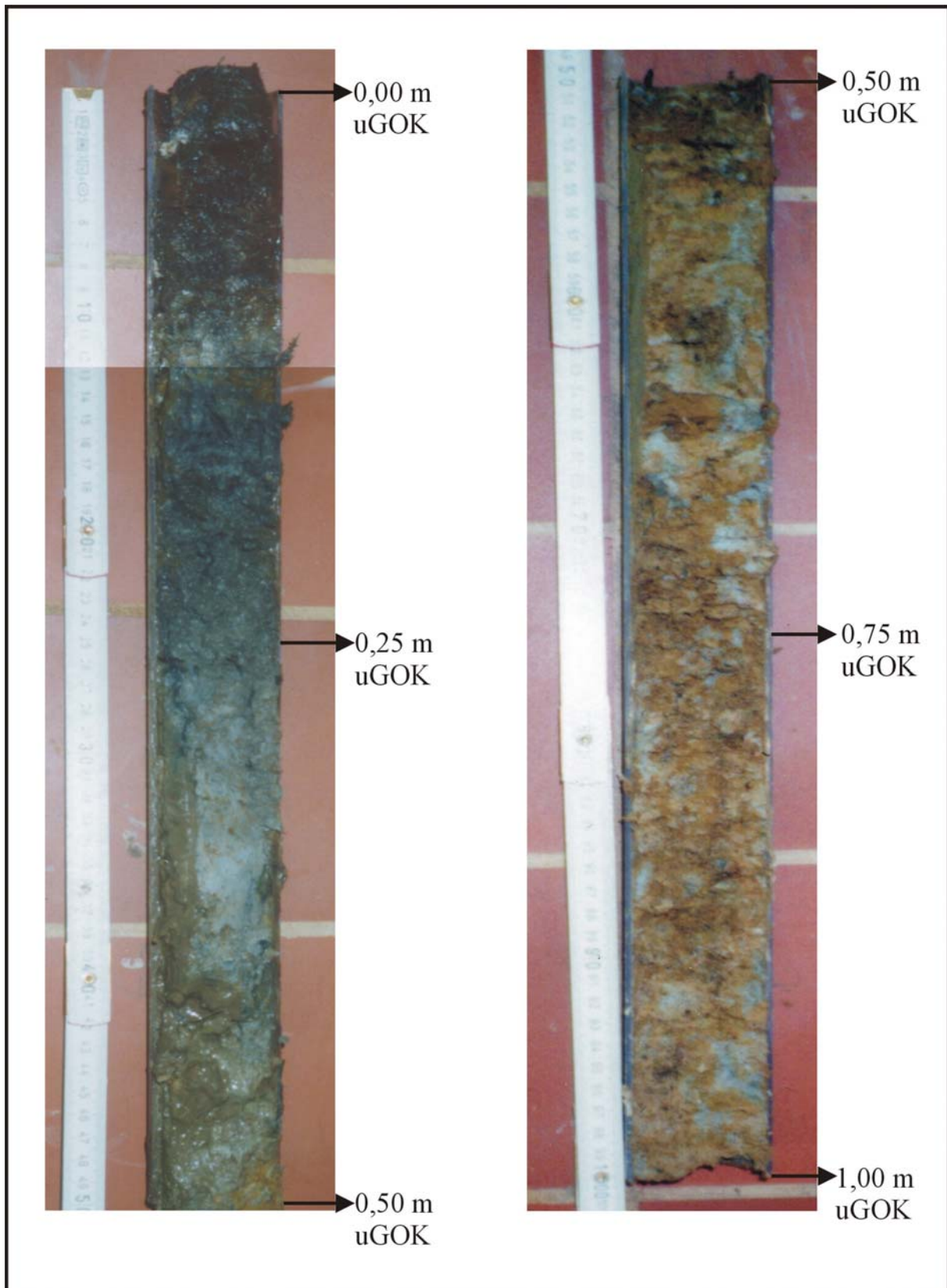
Anlage I: Dokumentation der Bohrprofile

Anlage II: Photographische Dokumentation der Bohrungen

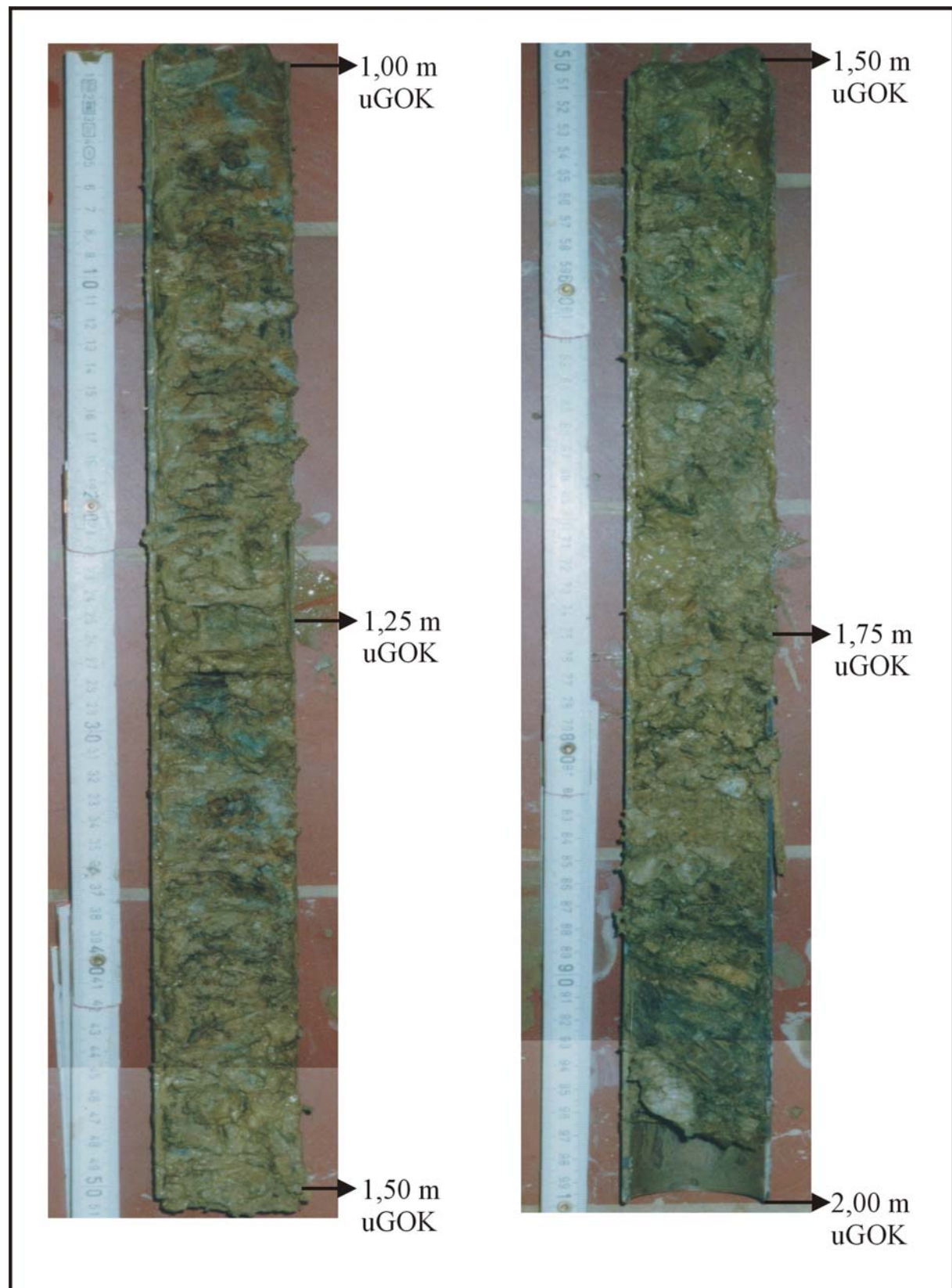
Bohrung B5a, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK



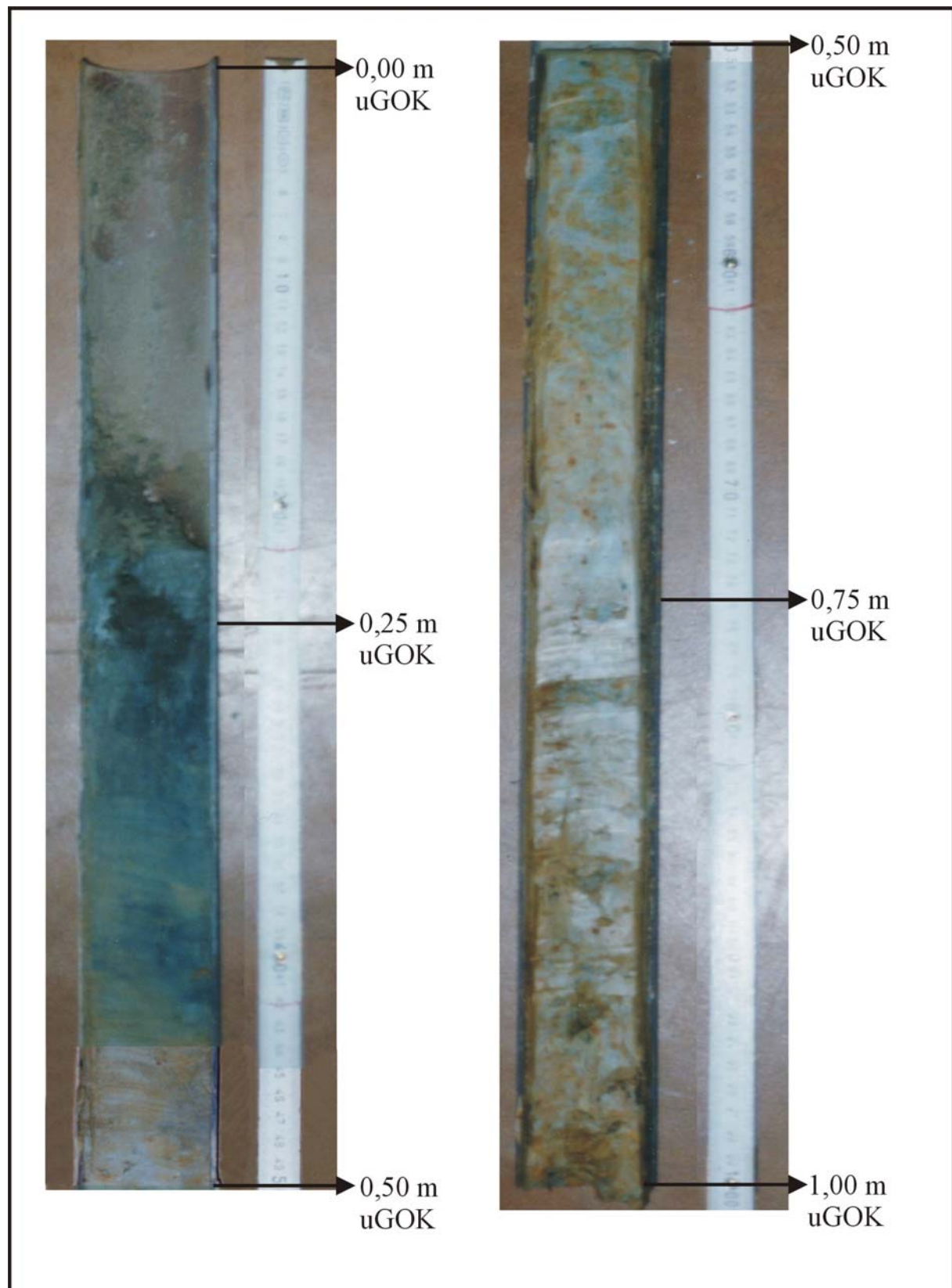
Bohrung B7, Teufe 0,00 bis 1,00 m uGOK



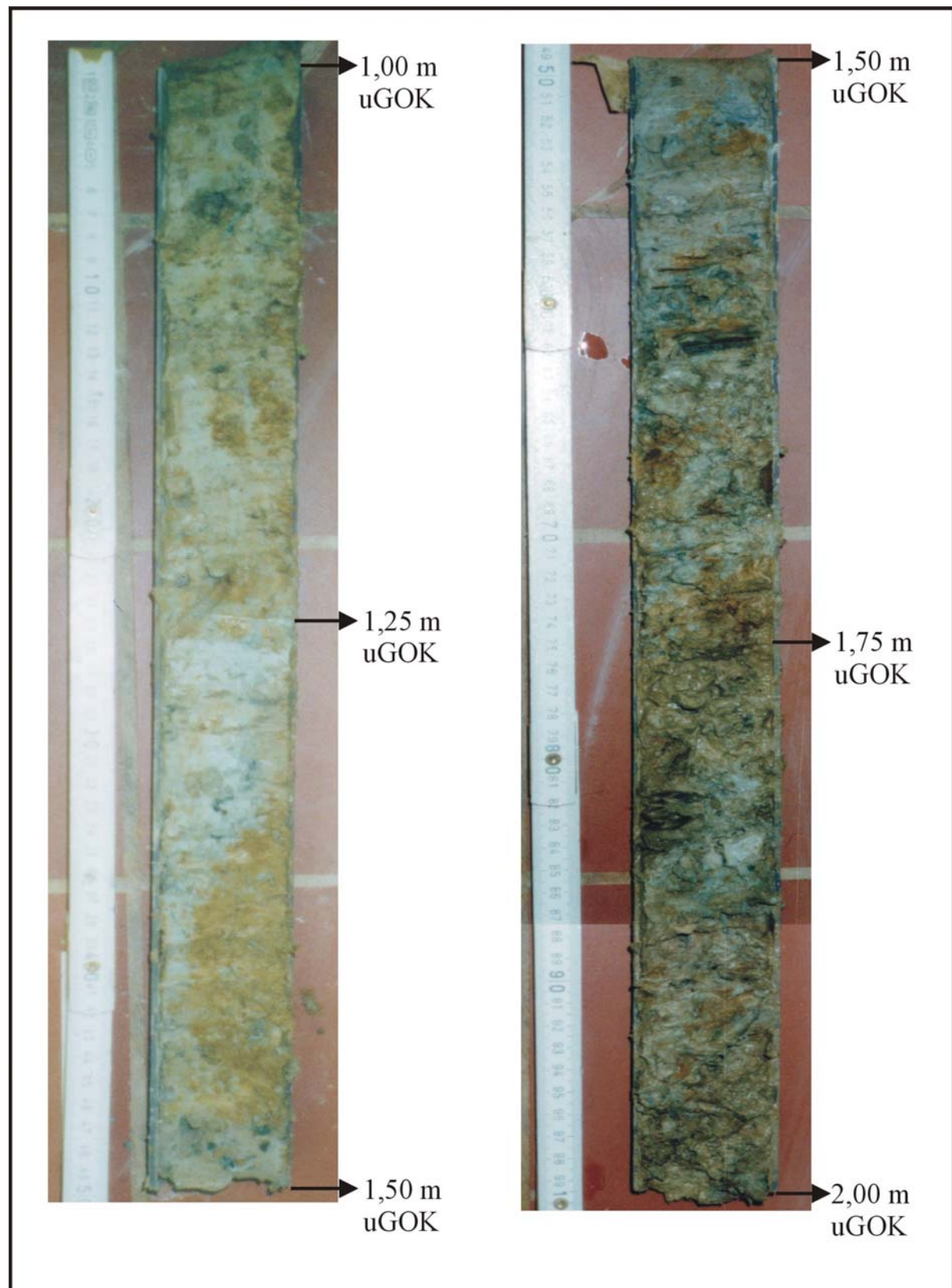
Bohrung B7, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK



Bohrung B8, Teufe 0,00 bis 1,00 m uGOK



Bohrung B8, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK

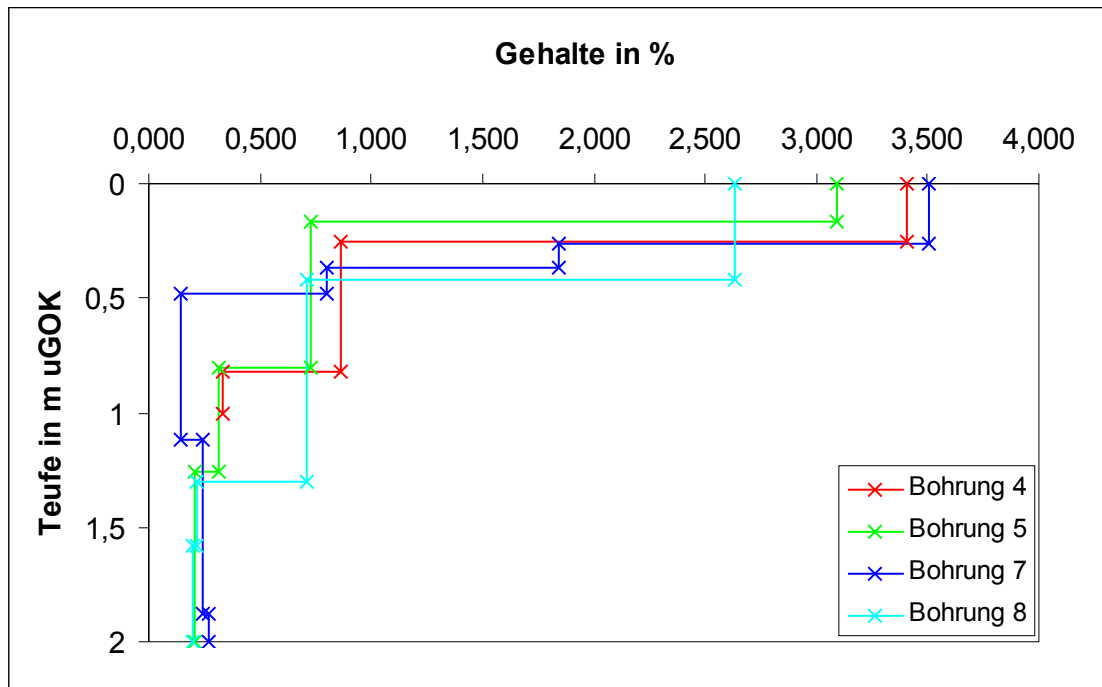


Anlage III

Anlage III: Tabelle der Messwerte der CNS-Messung. nn: nicht nachweisbar (<0,025)

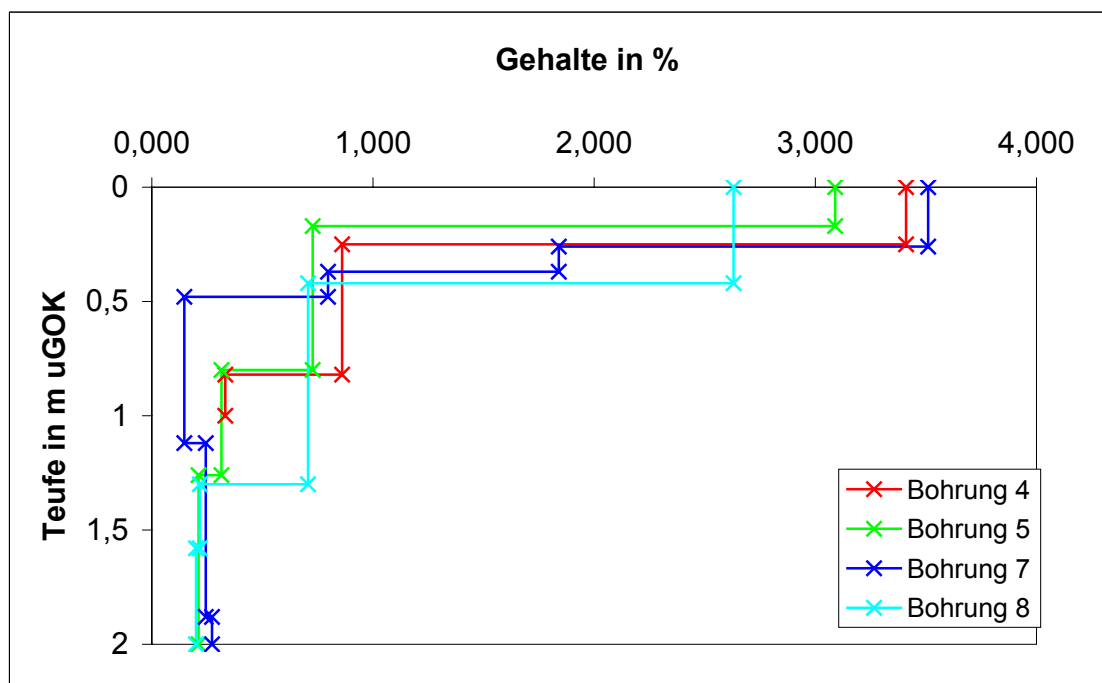
Bohrpunkt	Entnahmetiefe	Probe	Stickstoff	Kohlenstoff	Schwefel
			[Massen-%]	[Massen-%]	[Massen-%]
Bohrung 4	0,06-0,25	4/1	0,378	3,410	0,197
	0,25-0,82	4/2	0,140	0,847	0,033
		4/2	0,142	0,874	0,031
		4/2 _{mittel}	0,141	0,861	0,032
	0,82-1,00	4/3	0,084	0,332	0,033
Bohrung 5	0,05-0,17	5a/1	0,314	3,090	0,107
	0,17-0,80	5a/2	0,119	0,732	0,037
		5a/2	0,117	0,722	0,032
		5a/2 _{mittel}	0,118	0,727	0,035
	0,80-1,26	5a/3	0,090	0,315	0,028
Bohrung 7	1,26-2,00	5a/4	0,152	0,211	0,035
	0,12-0,26	7/1	0,302	3,510	0,322
	0,26-0,37	7/2	0,225	1,840	0,055
	0,37-0,48	7/3	0,110	0,793	0,040
		7/3	0,110	0,801	0,037
		7/3 _{mittel}	0,110	0,797	0,039
	0,48-1,12	7/4	0,065	0,147	nn
	1,12-1,88	7/5	0,182	0,244	0,025
	1,88-2,00	7/6	0,196	0,272	0,025
Bohrung 8	0,00-0,42	8/1	0,282	2,630	0,143
	0,42-1,30	8/2a	0,101	0,706	0,026
	1,30-1,58	8/2b	0,058	0,217	0,025
	1,58-2,00	8/3	0,098	0,200	0,025

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

Anlage IV: Vertikale Verteilung der C_{ges} -Gehalte



Anlage V

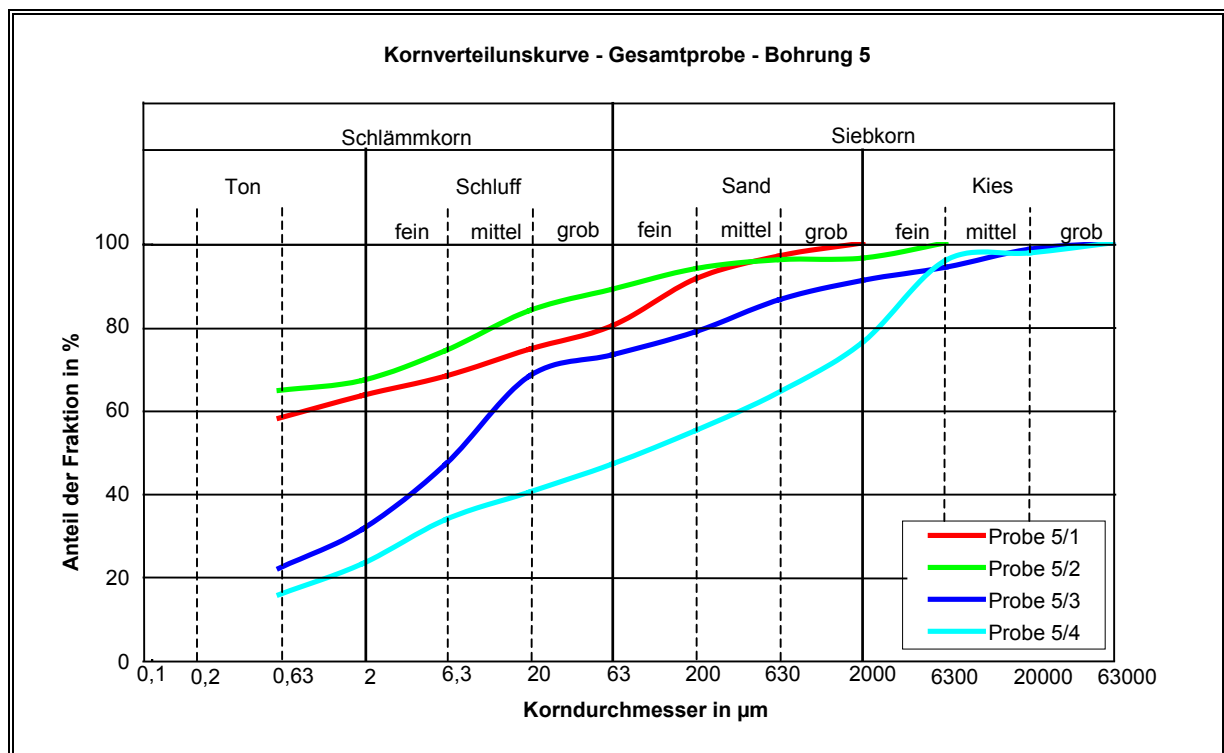
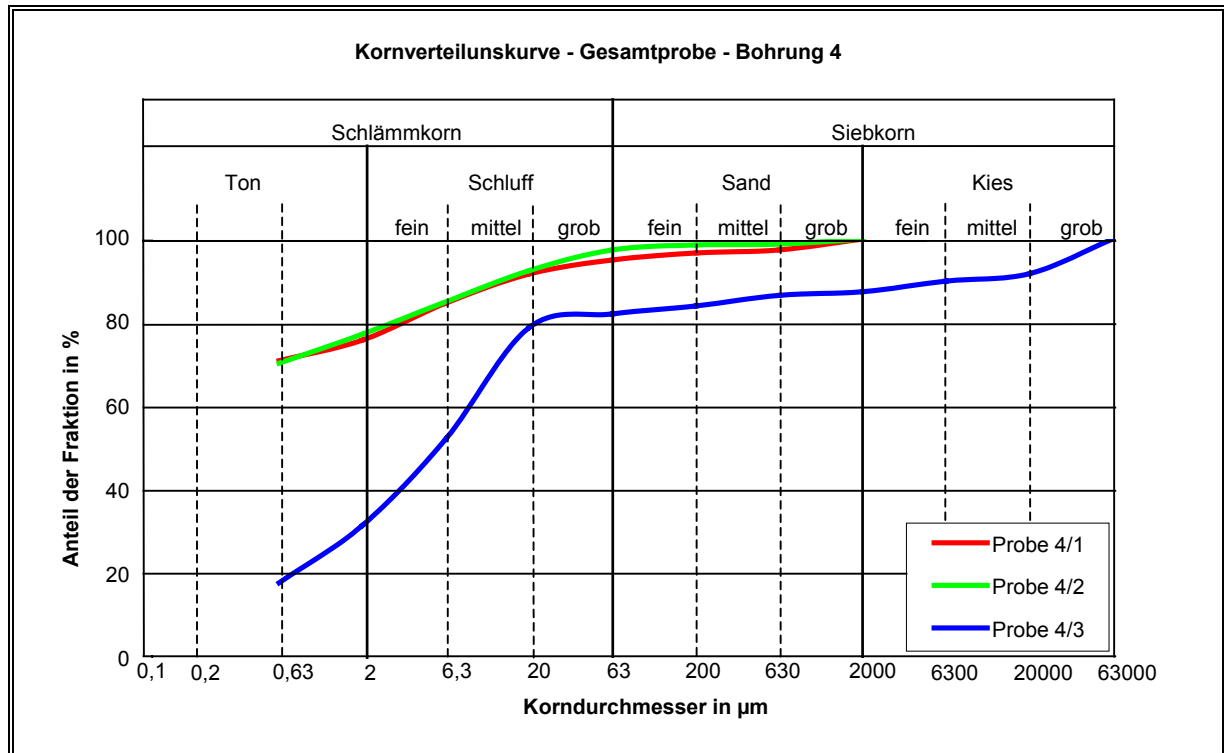
Anlage V: Tabelle der Messwerte der C_{org}-Gehalte. nn: nicht nachweisbar (<0,025)

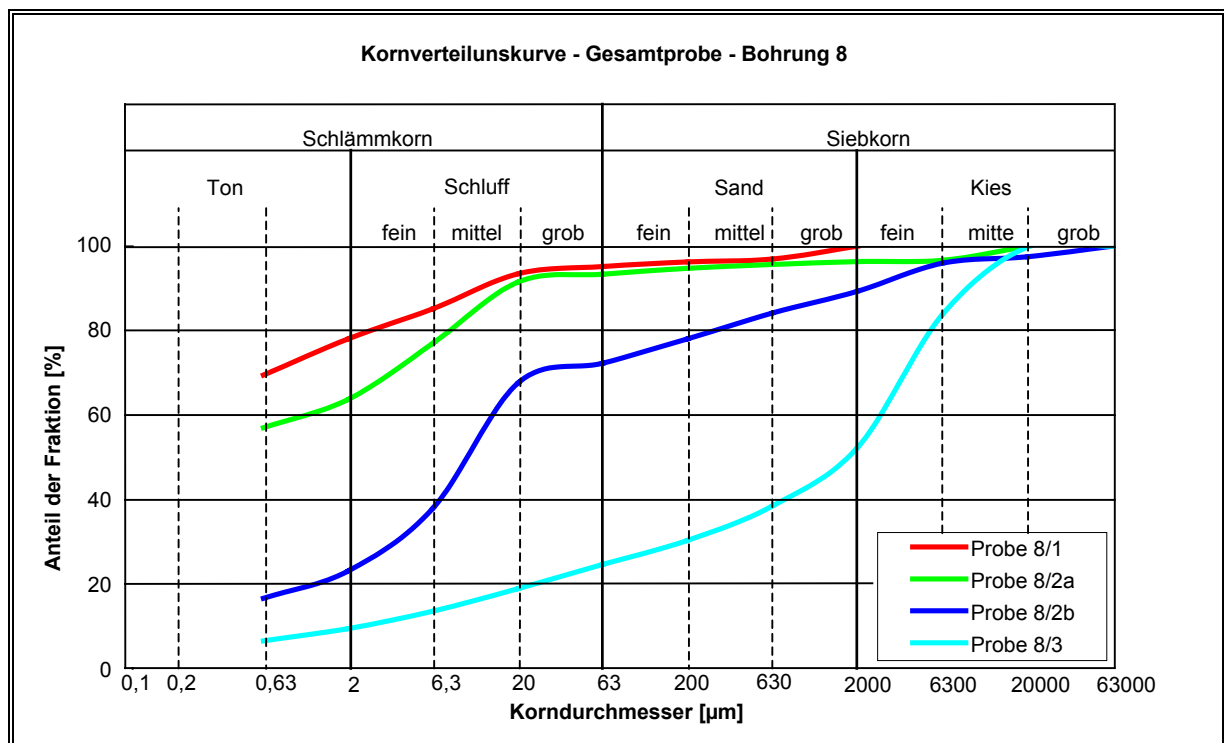
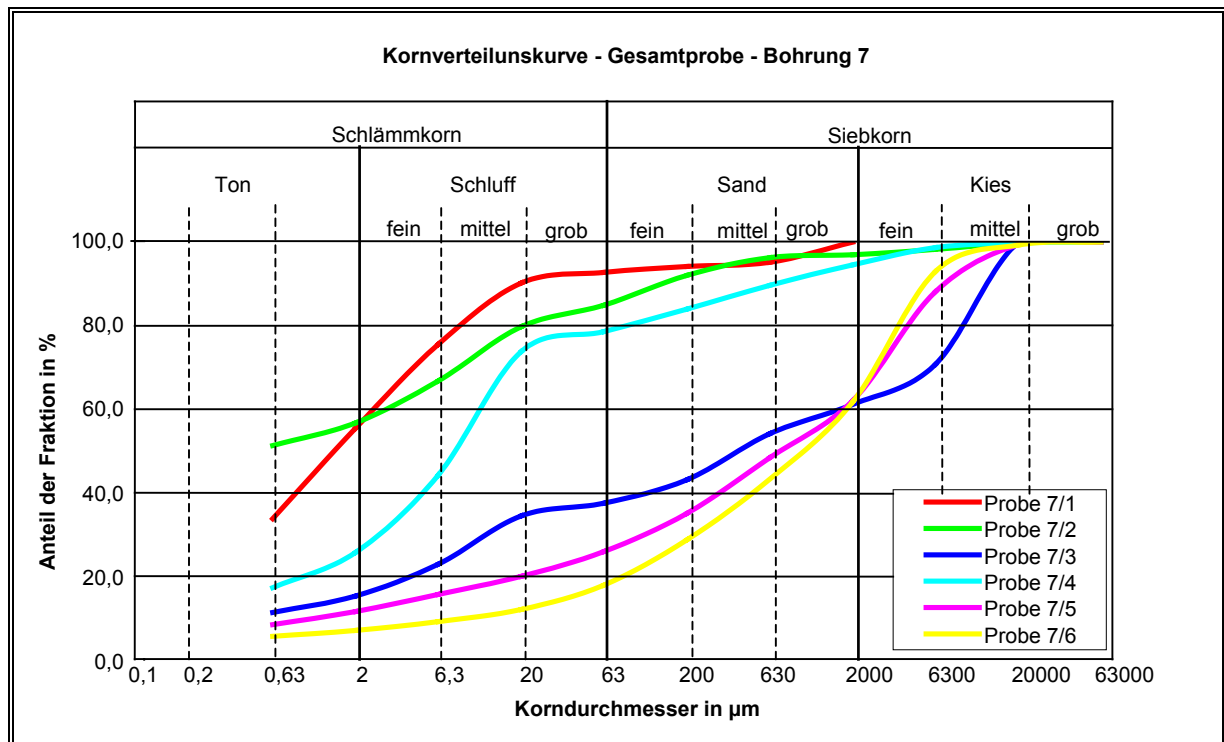
Bohrpunkt	Entnahmetiefe	Probe	Einwaage E [g]	Auswaage A [g]	Faktor E/A	C _{org} [Massen-%]	C _{org} korrr [Massen-%]
Bohrung 4	0,06-0,25	4/1	2,61960	2,15052	0,82093	3,410	2,799
	0,25-0,82	4/2	3,72810	3,17450	0,85151	0,817	0,696
		4/2	3,72810	3,17450	0,85151	0,827	0,704
		4/2 _{mittel}				0,822	0,700
	0,82-1,00	4/3	3,12870	2,91270	0,93096	0,307	0,286
Bohrung 5a	0,05-0,17	5a/1	2,35210	1,80171	0,76600	3,220	2,467
	0,17-0,80	5a/2	2,72270	2,31910	0,85176	0,593	0,505
		5a/2	2,72270	2,31910	0,85176	0,604	0,514
		5a/2 _{mittel}				0,599	0,510
	0,80-1,26	5/3	2,60486	2,26097	0,86798	0,301	0,261
	1,26-2,00	5/4	2,21404	2,05120	0,92645	0,217	0,201
Bohrung 7	0,12-0,26	7/1	2,48110	1,68750	0,68014	3,740	2,544
	0,26-0,37	7/2	3,14030	2,48810	0,79231	1,740	1,379
	0,37-0,48	7/3	3,18870	2,73000	0,85615	0,672	0,575
		7/3	3,18870	2,73000	0,85615	0,663	0,568
7/3 _{mittel}					0,668	0,571	
	0,48-1,12	7/4	3,13670	2,88330	0,91921	nn	nn
	1,12-1,88	7/5	3,17480	2,89890	0,91310	0,233	0,213
	1,88-2,00	7/6	3,06640	2,85800	0,93204	0,241	0,225
Bohrung 8	0,00-0,42	8/1	2,78850	2,35920	0,84605	2,830	2,394
	0,42-1,30	8/2a	3,28190	2,99606	0,91290	0,649	0,592
	1,30-1,58	8/2b	3,70080	3,41514	0,92281	0,178	0,164
	1,58-2,00	8/3	2,95970	2,56500	0,86664	0,189	0,164

Anlage VI: Tabelle der C/N-Verhältnisse

Bohrpunkt	Entnahmetiefe	Probe	C/N-Verhältnis
Bohrung 4	0,06-0,25	4/1	9
	0,25-0,82	4/2	6
		4/2	6
		4/2 _{mittel}	6
Bohrung 5a	0,82-1,00	4/3	4
	0,05-0,17	5a/1	10
	0,17-0,80	5a/2	6
		5a/2	6
		5a/2 _{mittel}	6
	0,80-1,26	5/3	4
	1,26-2,00	5/4	1
Bohrung 7	0,12-0,26	7/1	12
	0,26-0,37	7/2	8
	0,37-0,48	7/3	7
		7/3	7
		7/3 _{mittel}	7
	0,48-1,12	7/4	2
	1,12-1,88	7/5	1
	1,88-2,00	7/6	1
Bohrung 8	0,00-0,42	8/1	9
	0,42-1,30	8/2a	7
	1,30-1,58	8/2b	4
	1,58-2,00	8/3	2

Anlage VII: Kornverteilungskurven





Anlage VIII: Probenparameter für die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes

Probe	5b/1.1	5b/1.2
Probenvolumen [cm ³]	166,19	166,19
Einbaudichte [g/cm ³]	2,06	2,09
Trockendichte [g/cm ³]	1,69	1,73
Lagerungsdichte [g/cm ³]	2,65	2,65
Porosität [%]	36,2	34,7
Feuchtmasse [g]	343,10	347,30
Trockenmasse [g]	280,82	287,62
Wassergehalt [%]	19,78	20,32

Für die Lagerungsdichte wurde die Dichte von Quarz verwendet und daraus die Trocken- und Einbaudichte berechnet.

Anlage IX

Anlage IX: Tabelle der Messwerte der Durchlässigkeitsbeiwert-Bestimmung

Probe B5b/1.1

Datum:	11.12.2000	Probenlänge:	10,0 cm
Entnahmestelle:	Bohrung 5b	Probendurchmesser:	4,6 cm
Tiefe:	0,00-0,10 m uGOK	Durchströmungsdruck:	0,3 bar
Bodenart:	Lehm		
Art der Entnahme:	RKS (Inliner)		
Entnahme am:	25.10.2000		

Datum	Uhrzeit	Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t)	(T _Z)	(i)	(p _d)	(p _m)	(input)	(output)	(output)
		[s]	[C°]		[bar]	[bar]	[ml]	[ml]	[ml/min]
18.12.-19.12.00	09.00-09.00	86400	21,0	30,0	0,300	0,360	6,7	6,900	0,0048
19.12.-20.12.00	09.05-12.40	97200	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	7,732	0,0048
20.12.-21.12.00	12.51-12.41	85800	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	6,648	0,0046
21.12.-22.12.00	12.50-09.23	73980	21,5	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,700	0,0046
05.01.-08.01.01	10.00-08.17	253020	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	18,447	0,0044
08.01.-09.01.01	08.35-09.55	91200	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,913	0,0045
09.01.-10.01.01	10.00-08.37	81420	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,160	0,0045
10.01.-11.01.01	08.40-10.03	91380	21,5	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,951	0,0046
11.01.-12.01.01	10.10-08.10	79200	22,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,020	0,0046
12.01.-15.01.01	08.15-10.05	265800	22,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	18,816	0,0042
15.01.-16.01.01	10.10-12.00	94200	22,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,915	0,0044
16.01.-17.01.01	12.05-10.00	79500	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,858	0,0044
17.01.-18.01.01	10.05-09.55	85800	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,334	0,0044
18.01.-19.01.01	10.00-10.00	86400	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,345	0,0044

Anlage IX

Datum	Uhrzeit	Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t) [s]	(T _Z) [C°]	(i)	(p _d) [bar]	(p _m) [bar]	(input) [ml]	(output) [ml]	(output) [ml/min]
19.01.-22.01.01	10.32-10.15	258180	22,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	18,800	0,0044
22.01.-23.01.01	10.20-10.00	85200	22,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,278	0,0044
23.01.-24.01.01	10.05-08.20	80100	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,900	0,0044
24.01.-25.01.01	08.25-09.55	91800	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,706	0,0044
25.01.-26.01.01	10.00-12.45	96300	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,902	0,0043
26.01.-29.01.01	12.50-09.55	248700	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	16,910	0,0041
29.01.-30.01.01	10.00-10.00	86400	21,0	30,0	0,296	0,360	n.b.	5,914	0,0041
30.01.-31.01.01	10.05-09.50	85500	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,007	0,0042
31.01.-02.02.01	10.10-07.38	163680	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	11,483	0,0042
02.02.-05.02.01	07.44-09.40	266160	21,5	30,0	0,300	0,360	n.b.	17,400	0,0039
05.02.-06.02.01	09.50-09.40	85500	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,852	0,0041
06.02.-08.02.01	09.45-09.35	173400	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	11,200	0,0039
08.02.-09.02.01	10.00-07.40	78000	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,193	0,0040
09.02.-12.02.01	07.44-07.56	259920	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	16,631	0,0038
12.02.-14.02.01	07.58-09.28	178200	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	11,400	0,0038
14.02.-15.02.01	09.33-09.16	85380	21,5	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,700	0,0040
15.02.-16.02.01	09.18-09.15	86220	21,5	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,900	0,0041
16.02.-19.02.01	09.17-08.28	256260	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	15,900	0,0037
19.02.-20.02.01	08.32-09.45	90780	21,0	30,0	0,296	0,360	n.b.	5,900	0,0039
20.02.-21.02.01	09.53-09.43	85800	21,0	30,0	0,295	0,360	n.b.	5,600	0,0039
21.02.-22.02.01	09.48-09.38	86100	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,300	0,0037
22.02.-26.02.01	09.42-09.52	346200	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	20,900	0,0036
26.02.-27.02.01	09.57-09.47	83400	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,500	0,0040
27.02.-01.03.01	09.55-14.05	187800	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	11,330	0,0036
01.03.-05.03.01	14.08-09.52	330240	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	19,548	0,0036
05.03.-06.03.01	09.55-09.45	85800	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,459	0,0038

Anlage IX

Datum	Uhrzeit	Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t) [s]	(T _Z) [C°]	(i)	(p _d) [bar]	(p _m) [bar]	(input) [ml]	(output) [ml]	(output) [ml/min]
06.03.-07.03.01	09.50-09.35	85500	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,379	0,0038
07.03.-08.03.01	09.40-09.46	86760	21,0	30,0	0,302	0,360	n.b.	5,519	0,0038
08.03.-09.03.01	09.52-08.10	80280	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,425	0,0041
09.03.-12.03.01	08.15-10.15	266400	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	15,956	0,0036
12.03.-13.03.01	10.20-12.54	95640	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,100	0,0038
13.03.-15.03.01	12.57-09.36	160740	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	9,771	0,0036
15.03.-16.03.01	09.42-09.54	87120	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,562	0,0038
16.03.-19.03.01	09.57-09.27	257400	21,0	30,0	0,292	0,360	n.b.	15,783	0,0037
19.03.-20.03.01	09.34-09.04	84600	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,313	0,0038
20.03.-21.03.01	09.10-08.16	83160	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,529	0,0040
21.03.-22.03.01	08.20-09.40	91200	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,800	0,0038
22.03.-23.03.01	09.45-10.05	87600	21,0	30,0	0,302	0,360	n.b.	5,745	0,0039
23.03.-26.03.01	10.07-10.02	258900	21,0	30,0	0,295	0,360	n.b.	15,900	0,0037
26.03.-27.03.01	10.07-10.07	86400	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,519	0,0038
27.03.-28.03.01	10.08-08.10	79320	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,200	0,0039
28.03.-29.03.01	08.14-09.49	92100	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,028	0,0033
29.03.-30.03.01	09.52-08.22	81000	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,346	0,0040
30.03.-02.04.01	08.26-08.40	260040	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	16,373	0,0038
02.04.-03.04.01	08.43-09.10	88020	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,749	0,0039
03.04.-04.04.01	09.15-10.07	89520	21,0	30,0	0,294	0,360	n.b.	5,765	0,0039
04.04.-05.04.01	10.10-11.21	90660	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,904	0,0039
05.04.-06.04.01	11.27-08.07	74400	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	4,903	0,0040
06.04.-09.04.01	08.12-09.30	263880	21,0	30,0	0,294	0,360	n.b.	16,333	0,0037
09.04.-10.04.01	09.35-09.37	86520	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,453	0,0038

Anlage IX

Probe 5b/1.2

Datum:	11.12.2000	Probenlänge:	10,0 cm
Entnahmestelle:	Bohrung 5b	Probendurchmesser:	4,6 cm
Tiefe:	0,10- 0,20m uGOK	Durchströmungsdruck:	0,3 bar
Bodenart:	Lehm		
Art der Entnahme:	RKS (Inliner)		
Entnahme am:	25.10.2000		

		Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t)	(T _Z)	(i)	(p _d)	(p _m)	(input)	(output)	(output)
		[s]	[C°]		[bar]	[bar]	[ml]	[ml]	[ml/min]
18.12.-19.12.00	08.54-08.54	86400	21,0	30,0	0,300	0,360	3,5	2,200	0,0015
19.12.-20.12.00	09.02-12.45	97200	21,0	30,0	0,299	0,360	3,9	3,200	0,0020
20.12.-21.12.00	12.52-12.51	85800	21,0	30,0	0,300	0,360	3,3	2,800	0,0020
21.12.-22.12.00	12.56-09.23	73980	21,5	30,0	0,299	0,360	2,8	2,300	0,0019
08.01.-09.01.01	08.15-09.45	91200	21,0	30,0	0,298	0,360	3,4	2,911	0,0019
09.01.-10.01.01	09.50-08.33	81420	21,0	30,0	0,299	0,360	3,0	2,546	0,0019
10.01.-11.01.01	08.36-09.57	91380	21,5	30,0	0,298	0,360	3,4	2,900	0,0019
11.01.-12.01.01	10.02-08-02	79200	22,0	30,0	0,298	0,360	2,9	2,500	0,0019
12.01.-15.01.01	08.25-10.00	265800	22,0	30,0	0,296	0,360	9,4	8,600	0,0019
15.01.-16.01.01	10.11-12.06	94200	22,0	30,0	0,297	0,360	3,3	3,016	0,0019
16.01.-17.01.01	12.10-10.03	79500	22,0	30,0	0,299	0,360	2,8	2,500	0,0019
17.01.-18.01.01	10.07-10.01	85800	22,0	30,0	0,298	0,360	3,1	2,735	0,0019
18.01.-19.01.01	10.06-09.57	86400	22,0	30,0	0,299	0,360	3,1	2,945	0,0020
19.01.-22.01.01	10.06-10.22	258180	22,0	30,0	0,300	0,360	9,2	8,800	0,0020
22.01.-23.01.01	10.25-10.04	85200	22,0	30,0	0,297	0,360	3,1	2,709	0,0019
23.01.-24.01.01	10.30-08.26	80100	21,0	30,0	0,299	0,360	2,8	2,300	0,0017

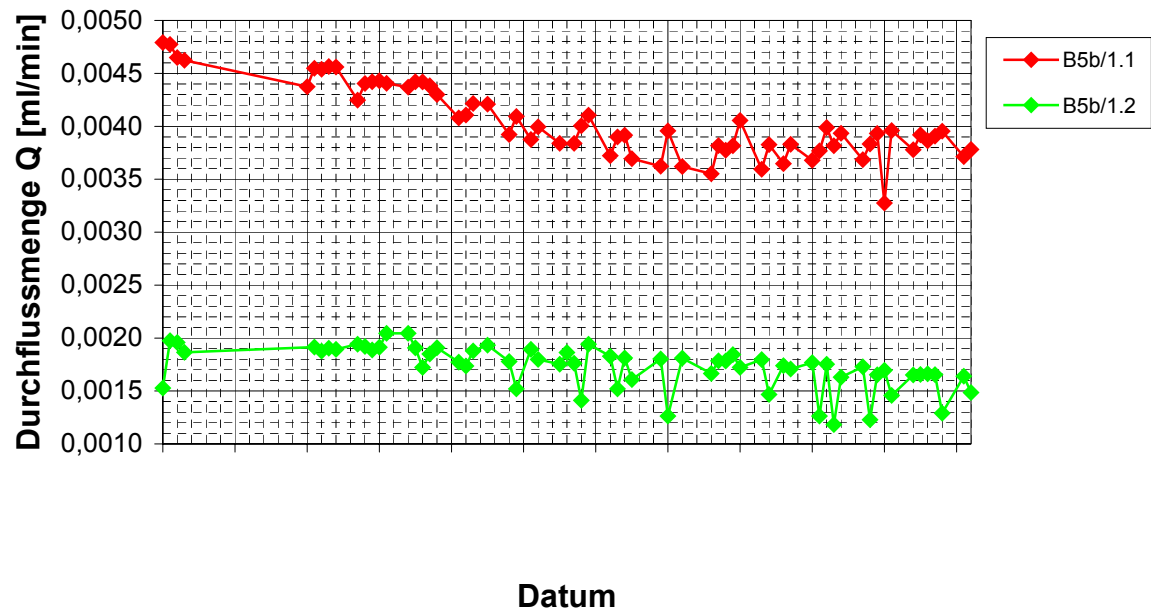
Anlage IX

		Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t)	(T _Z)	(i)	(p _d)	(p _m)	(input)	(output)	(output)
		[s]	[C°]		[bar]	[bar]	[ml]	[ml]	[ml/min]
24.01.-25.01.01	08.28-09.52	91800	21,0	30,0	0,299	0,360	3,3	2,830	0,0018
25.01.-26.01.01	09.58-12.45	96300	21,0	30,0	0,298	0,360	3,4	3,062	0,0019
26.01.-29.01.01	12.50-09.53	248700	21,0	30,0	0,294	0,360	8,6	7,350	0,0018
29.01.-30.01.01	10.05-10.04	86400	21,0	30,0	0,296	0,360	3,5	2,500	0,0017
30.01.-31.01.01	10.06-09.48	85320	21,0	30,0	0,298	0,360	2,5	2,672	0,0019
31.01.-02.02.01	09.52-07.35	162240	21,0	30,0	0,298	0,360	5,6	5,225	0,0019
02.02.-05.02.01	07.43-09.43	266400	21,5	30,0	0,297	0,360	8,8	7,900	0,0018
05.02.-06.02.01	09.55-09.42	85620	21,0	30,0	0,299	0,360	3,6	2,169	0,0015
06.02.-08.02.01	09.50-09.53	172980	21,0	30,0	0,300	0,360	5,9	5,460	0,0019
08.02.-09.02.01	10.05-07.40	77700	21,0	30,0	0,299	0,360	2,7	2,328	0,0018
09.02.-12.02.01	07.42-07.50	259680	21,0	30,0	0,291	0,360	n.b.	7,583	0,0018
12.02.-13.02.01	07.53-08.42	89340	21,0	30,0	0,298	0,360	3,0	2,774	0,0019
13.02.-14.02.01	08.45-09.21	88560	21,0	30,0	0,296	0,360	2,9	2,600	0,0018
14.02.-15.02.01	09.28-09.06	85080	21,5	30,0	0,298	0,360	2,9	2,000	0,0014
15.02.-16.02.01	09.09-09.11	86520	21,0	30,0	0,296	0,360	2,9	2,800	0,0019
16.02.-19.02.01	09.20-08.25	255900	21,0	30,0	0,292	0,360	8,4	7,800	0,0018
19.02.-20.02.01	08.29-09.42	90780	21,0	30,0	0,297	0,360	3,0	2,300	0,0015
20.02.-21.02.01	09.50-09.45	86100	21,0	30,0	0,298	0,360	2,8	2,600	0,0018
21.02.-22.02.01	09.50-09.40	85800	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,300	0,0016
22.02.-26.02.01	09.45-09.55	346200	21,0	30,0	0,298	0,360	11,0	10,400	0,0018
26.02.-27.02.01	10.00-09.45	85500	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	1,800	0,0013
27.02.-01.03.01	09.52-14.10	188280	21,0	30,0	0,295	0,360	6,0	5,680	0,0018
01.03.-05.03.01	14.13-09.53	330000	21,0	30,0	0,289	0,360	10,3	9,158	0,0017
05.03.-06.03.01	10.00-09.42	85320	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,538	0,0018
06.03.-07.03.01	09.48-09.38	85800	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	2,549	0,0018
07.03.-08.03.01	09.42-09.47	86700	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	2,663	0,0018

Anlage IX

		Zeit	Zimmer- temperatur	Gefälle	Durchström- ungsdruck	Außendruck	Q	Q	Q
		(t)	(T _Z)	(i)	(p _d)	(p _m)	(input)	(output)	(output)
		[s]	[C°]		[bar]	[bar]	[ml]	[ml]	[ml/min]
08.03.-09.03.01	09.50-08.11	80460	21,0	30,0	0,296	0,360	2,6	2,311	0,0017
09.03.-12.03.01	08.20-10.13	265980	21,0	30,0	0,293	0,360	8,4	7,967	0,0018
12.03.-13.03.01	10.18-12.55	95820	21,0	30,0	0,297	0,360	3,0	2,342	0,0015
13.03.-15.03.01	13.00-09.37	160620	21,0	30,0	0,294	0,360	5,0	4,656	0,0017
15.03.-16.03.01	09.45-09.55	87000	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	2,475	0,0017
16.03.-19.03.01	10.00-09.26	257160	21,0	30,0	0,292	0,360	8,0	7,575	0,0018
19.03.-20.03.01	09.30-09.03	84780	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	1,784	0,0013
20.03.-21.03.01	09.05-08.15	83400	21,0	30,0	0,296	0,360	2,6	2,436	0,0018
21.03.-22.03.01	08.18-09.39	91260	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	1,800	0,0012
22.03.-23.03.01	09.44-10.04	87600	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,381	0,0016
23.03.-26.03.01	10.10-10.03	258900	21,0	30,0	0,291	0,360	7,9	7,459	0,0017
26.03.-27.03.01	10.05-10.05	86400	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	1,768	0,0012
27.03.-28.03.01	10.10-08.11	79320	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	2,186	0,0017
28.03.-29.03.01	08.15-09.50	92100	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,602	0,0017
29.03.-30.03.01	09.54-08.24	81000	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	1,968	0,0015
30.03.-02.04.01	08.28-08.39	260040	21,0	30,0	0,292	0,360	7,9	7,159	0,0017
02.04.-03.04.01	08.47-09.09	88020	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,430	0,0017
03.04.-04.04.01	09.13-10.06	89520	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	2,479	0,0017
04.04.-05.04.01	10.12-11.22	90660	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,500	0,0017
05.04.-06.04.01	11.25-08.05	74400	21,0	30,0	0,298	0,360	2,3	1,599	0,0013
06.04.-09.04.01	08.10-09.29	263880	21,0	30,0	0,292	0,360	7,9	7,208	0,0016
09.04.-10.04.01	09.32-09.36	86520	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	2,142	0,0015

Anlage X: Darstellung der Durchflussmenge Q gegenüber der Zeit



Anlage XI: Tabelle der Messergebnisse der Durchlässigkeitsbeiwert-Bestimmung

Probe 5b/1.1

Zeit	Durchfluß- menge	Druck- höhe	Zimmer- temperatur	Korrektur- beiwert	k _{fT}	k _{f10}
(t)	(Q)	(h)	(T _Z)	(a)		
[s]	[m ³]	[m]	[C°]		[m/s]	[m/s]
97200	7,7E-06	3,00	21,0	0,754	5,8E-10	4,3E-10
85800	6,6E-06	2,99	21,0	0,754	5,6E-10	4,2E-10
73980	5,7E-06	3,00	21,5	0,7455	5,6E-10	4,2E-10
253020	1,8E-05	2,99	21,0	0,754	5,3E-10	4,0E-10
91200	6,9E-06	2,99	21,0	0,754	5,5E-10	4,2E-10
91380	7,0E-06	2,99	21,5	0,7455	5,5E-10	4,1E-10
85800	6,3E-06	2,99	22,0	0,737	5,4E-10	4,0E-10
86400	6,3E-06	2,99	22,0	0,737	5,3E-10	3,9E-10
258180	1,9E-05	2,99	22,0	0,737	5,3E-10	3,9E-10
85200	6,3E-06	3,00	22,0	0,737	5,3E-10	3,9E-10
91800	6,7E-06	2,99	21,0	0,754	5,3E-10	4,0E-10
96300	6,9E-06	2,99	21,0	0,754	5,2E-10	3,9E-10
86400	5,9E-06	2,99	21,0	0,754	5,0E-10	3,8E-10
163680	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	5,1E-10	3,8E-10
266160	1,7E-05	2,99	21,5	0,7455	4,8E-10	3,5E-10
85800	5,9E-06	3,00	21,0	0,754	4,9E-10	3,7E-10
173400	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,7E-10	3,5E-10
78000	5,2E-06	3,00	21,0	0,754	4,8E-10	3,6E-10
178200	1,1E-05	3,00	21,0	0,754	4,6E-10	3,5E-10
85380	5,7E-06	3,00	21,5	0,7455	4,8E-10	3,6E-10
86220	5,9E-06	2,99	21,5	0,7455	5,0E-10	3,7E-10
256260	1,6E-05	3,00	21,0	0,754	4,5E-10	3,4E-10
90780	5,9E-06	2,99	21,0	0,754	4,7E-10	3,6E-10
346200	2,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,4E-10	3,3E-10
83400	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,8E-10	3,6E-10
187800	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,4E-10	3,3E-10
330240	2,0E-05	2,99	21,0	0,754	4,3E-10	3,2E-10
85800	5,5E-06	3,00	21,0	0,754	4,6E-10	3,5E-10
86760	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,6E-10	3,5E-10
80280	5,4E-06	3,02	21,0	0,754	4,9E-10	3,7E-10
266400	1,6E-05	2,99	21,0	0,754	4,4E-10	3,3E-10
95640	6,1E-06	2,99	21,0	0,754	4,6E-10	3,5E-10

Anlage XI

Zeit	Durchfluß- menge	Druck- höhe	Zimmer- temperatur	Korrektur- beiwert	k_{fT}	k_{f10}
(t)	(Q)	(h)	(T _Z)	(a)		
[s]	[m ³]	[m]	[C°]		[m/s]	[m/s]
257400	1,6E-05	2,99	21,0	0,754	4,5E-10	3,4E-10
83160	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,8E-10	3,6E-10
91200	5,8E-06	3,00	21,0	0,754	4,6E-10	3,5E-10
92100	5,0E-06	2,99	21,0	0,754	4,0E-10	3,0E-10
74400	4,9E-06	2,99	21,0	0,754	4,8E-10	3,6E-10

Anlage XI

Probe 5b/1.2

Zeit	Durchfluß- menge	Druck- höhe	Raum- temperatur	Korrektur- beiwert	k _{fT}	k _{f10}
(t)	(Q)	(h)	(T _Z)	(a)		
[s]	[m ³]	[m]	[C°]		[m/s]	[m/s]
86400	2,2E-06	0,300	21,0	0,754	1,8E-09	1,3E-09
97200	3,2E-06	0,299	21,0	0,754	2,4E-09	1,8E-09
85800	2,8E-06	0,300	21,0	0,754	2,4E-09	1,7E-09
73980	2,3E-06	0,299	21,5	0,7455	2,3E-09	1,6E-09
91200	2,9E-06	0,298	21,0	0,754	2,3E-09	1,7E-09
81420	2,5E-06	0,299	21,0	0,754	2,3E-09	1,7E-09
91380	2,9E-06	0,298	21,5	0,7455	2,3E-09	1,7E-09
79200	2,5E-06	0,298	22,0	0,737	2,3E-09	1,6E-09
265800	8,6E-06	0,296	22,0	0,737	2,3E-09	1,7E-09
94200	3,0E-06	0,297	22,0	0,737	2,3E-09	1,7E-09
79500	2,5E-06	0,299	22,0	0,737	2,2E-09	1,6E-09
85800	2,7E-06	0,298	22,0	0,737	2,3E-09	1,7E-09
86400	2,9E-06	0,299	22,0	0,737	2,4E-09	1,8E-09
258180	8,8E-06	0,300	22,0	0,737	2,4E-09	1,8E-09
85200	2,7E-06	0,297	22,0	0,737	2,3E-09	1,7E-09
80100	2,3E-06	0,299	21,0	0,754	2,0E-09	1,5E-09
91800	2,8E-06	0,299	21,0	0,754	2,2E-09	1,69E-09
96300	3,1E-06	0,298	21,0	0,754	2,3E-09	1,7E-09
248700	7,4E-06	0,294	21,0	0,754	2,1E-09	1,6E-09
86400	2,5E-06	0,296	21,0	0,754	2,1E-09	1,6E-09
85320	2,7E-06	0,298	21,0	0,754	2,2E-09	1,7E-09
162240	5,2E-06	0,298	21,0	0,754	2,3E-09	1,7E-09
266400	7,9E-06	0,297	21,5	0,7455	2,1E-09	1,6E-09
85620	2,2E-06	0,299	21,0	0,754	1,8E-09	1,3E-09
172980	5,5E-06	0,300	21,0	0,754	2,2E-09	1,7E-09
77700	2,3E-06	0,299	21,0	0,754	2,1E-09	1,6E-09

Anlage XII

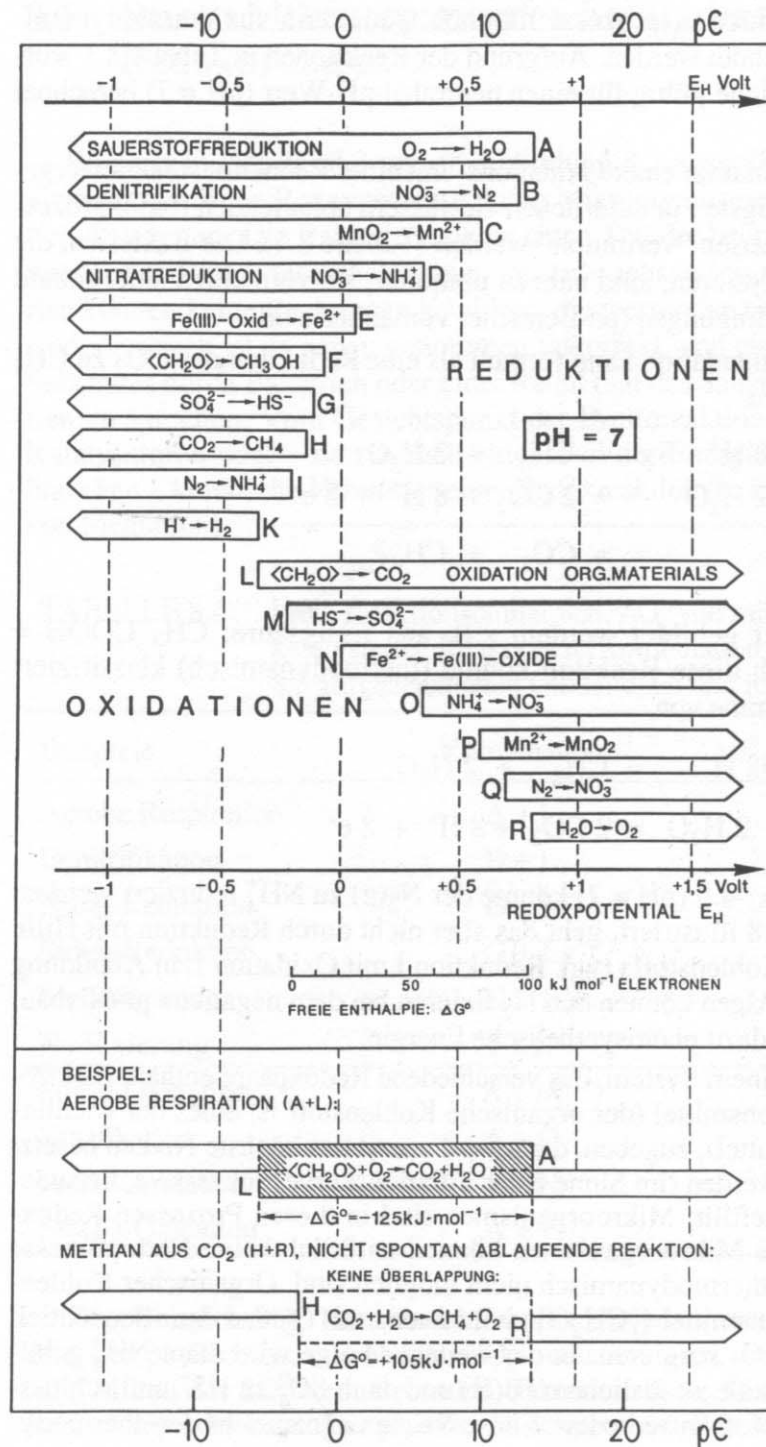
Anlage XII: Messwerte der Schwermetalle sowie Al und As an den Bodenproben. nn: nicht nachweisbar (unter Bestimmungsgrenze)

Bohrpunkt	Entnahmetiefe	Probe	Elemente [mg/kg]											
			Cd	As	Cr	Zn	Co	Mn	Pb	Ni	Al	Cu	Ag	Fe
Bohrung 4	0,06-0,25	4/1	0,310	158	81,5	136,0	13,3	250	103,00	56,2	78000	75,7	nn	38700
	0,25-0,82	4/2	0,052	113	68,9	112,0	14,9	196	38,20	64,5	70100	39,8	nn	55100
	0,82-1,00	4/3	0,063	55	37,8	77,9	12,1	237	142,00	35,0	33100	32,3	nn	33000
Bohrung 5	0,05-0,17	5/1	0,268	613	71,6	147,0	36,3	1180	118,00	58,4	63200	40,3	nn	99800
	0,17-0,80	5/2	0,067	249	62,3	122,0	30,7	874	37,60	65,5	60800	48,6	nn	68300
	0,80-1,26	5/3	0,101	119	43,1	54,8	8,5	474	20,40	30,4	31700	42,8	nn	34900
	1,26-2,00	5/4	0,059	111	27,1	31,4	7,9	450	19,80	27,7	20200	33,3	nn	32400
Bohrung 7	0,12-0,26	7/1	0,548	129	78,5	241,0	18,2	877	115,00	50,9	63700	65,2	nn	38000
	0,26-0,37	7/2	0,357	225	66,6	173,0	25,6	1060	102,00	53,3	63200	66,6	nn	64200
	0,37-0,48	7/3	0,183	139	43,3	107,0	24,6	898	41,70	32,0	33100	54,0	nn	56600
	0,48-1,12	7/4	0,080	43	31,4	57,8	13,9	1110	19,60	26,7	20500	26,3	nn	33400
	1,12-1,88	7/5	0,469	52	44,1	80,6	14,0	765	48,00	49,9	31600	53,6	nn	48300
	1,88-2,00	7/6	0,317	24	43,2	80,5	10,7	299	27,70	43,5	31800	49,6	nn	37200
Bohrung 8	0,00-0,42	8/1	0,343	125	75,4	123,0	13,9	213	57,00	60,7	69300	65,1	nn	32600
	0,42-1,30	8/2a	0,069	114	51,5	67,4	8,5	126	21,00	43,6	46300	32,8	nn	40200
	1,30-1,58	8/2b	0,074	115	36,3	58,2	10,2	187	15,20	30,1	24900	36,2	nn	30500
	1,58-2,00	8/3	0,095	47	39,7	82,1	20,4	809	6,77	47,5	30700	34,1	nn	42100
Best.-Grenze			0,010	10,0	1,0	1,0	1,0	0,5	5,0	10,0	50	1,0	1,0	10

Anlage XIII: Zink-Cadmium-Verhältnis der Bodenproben

Bohrpunkt	Entnahmetiefe	Probe	Zn/Cd-Verhältnis
Bohrung 4	0,06-0,25	B4/1	439
	0,25-0,82	B4/2	2154
	0,82-1,00	B4/3	1237
Bohrung 5a	0,05-0,17	B5a/1	549
	0,17-0,80	B5a/2	1821
	0,80-1,26	B5a/3	543
	1,26-2,00	B5a/4	532
Bohrung 7	0,12-0,26	B7/1	440
	0,26-0,37	B7/2	485
	0,37-0,48	B7/3	585
	0,48-1,12	B7/4	723
	1,12-1,88	B7/5	172
	1,88-2,00	B7/6	254
Bohrung 8	0,00-0,42	B8/1	359
	0,42-1,30	B8/2a	977
	1,30-1,58	B8/2b	786
	1,58-2,00	B8/3	864

Anlage XIV: pe- und Redoxpotential-Bereiche, gültig für pH=7, für bakteriologisch katalysierte Reaktionen (aus SIGG & STUMM, 1996)



Anlage XV: Korrelationsmatrizen

Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Bodenproben

		Cd	As	Cr	Zn	Co	Mn	Pb	Ni	Al	Cu	Fe
		Korrelationskoeffizient										
Cd	Signifikanzniveau		0,216	0,502	0,551	0,310	0,380	0,412	0,221	0,274	0,762	0,172
As		0,406		0,642	0,647	0,506	0,287	0,500	0,534	0,616	0,556	0,490
Cr		0,040	0,010		0,873	0,472	0,044	0,669	0,846	0,935	0,728	0,498
Zn		0,022	0,005	0,010		0,760	0,336	0,691	0,809	0,813	0,723	0,600
Co		0,226	0,038	0,056	0,010		0,684	0,396	0,608	0,404	0,386	0,797
Mn		0,133	0,264	0,866	0,188	0,039		0,172	0,010	-0,094	0,199	0,505
Pb		0,101	0,041	0,003	0,002	0,116	0,510		0,527	0,709	0,502	0,324
Ni		0,395	0,027	0,010	0,010	0,010	0,970	0,030		0,826	0,517	0,610
Al		0,288	0,008	0,010	0,010	0,108	0,718	0,001	0,010		0,605	0,427
Cu		0,010	0,020	0,001	0,001	0,126	0,445	0,040	0,034	0,01		0,328
Fe		0,510	0,046	0,042	0,011	0,010	0,039	0,205	0,009	0,087	0,198	

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe HS1

		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw	Signifikanzniveau		<u>0,943</u>	-0,314	0,714	-0,600	0,371	0,116	0,235	-0,029	-0,314	0,706	-0,551	0,029	0,771	-0,371	-0,657	0,029	-0,657	-0,657	-0,143	<u>-0,886</u>	<u>-0,841</u>	-0,771	-0,086	-0,200	-0,200	
Tl		<u>0,005</u>		-0,486	0,543	-0,714	0,314	0,000	0,147	0,086	-0,257	0,794	-0,754	-0,086	0,714	-0,314	-0,486	-0,143	-0,486	-0,486	-0,086	<u>-0,943</u>	-0,754	-0,714	-0,029	-0,371	-0,029	
pH		0,544	0,329		-0,029	<u>0,829</u>	0,543	0,058	-0,647	-0,543	-0,257	-0,294	0,551	0,429	-0,657	-0,543	-0,371	0,086	-0,371	-0,371	-0,371	-0,543	0,314	0,029	0,086	-0,029	<u>0,886</u>	-0,143
Eh		0,111	0,266	0,957		-0,371	0,543	-0,290	0,324	-0,371	0,086	0,147	-0,058	0,257	0,714	-0,543	-0,371	0,086	-0,371	-0,371	-0,371	-0,543	-0,371	-0,754	-0,257	0,314	-0,143	-0,143
Lf		0,208	0,111	<u>0,042</u>	0,468		0,086	0,290	-0,441	-0,029	0,086	-0,265	0,783	0,600	-0,714	-0,086	-0,029	0,429	-0,029	-0,029	-0,029	-0,257	0,600	0,203	0,143	-0,371	<u>0,886</u>	0,200
O ₂		0,480	0,544	0,266	0,266	0,872		-0,464	-0,618	-0,714	-0,257	0,147	-0,174	0,257	-0,086	<u>-1,000</u>	-0,486	-0,371	-0,486	-0,486	-0,486	<u>-0,886</u>	-0,371	-0,522	-0,143	0,429	0,314	-0,029
Ca ²⁺		0,827	1,000	0,913	0,577	0,577	0,354		0,224	0,522	-0,348	0,373	0,221	0,174	0,029	0,464	-0,464	0,667	-0,464	-0,464	-0,464	0,580	-0,116	-0,074	-0,638	<u>-0,928</u>	0,464	-0,232
Mg ²⁺		0,530	0,781	0,165	0,531	0,381	0,191	0,670		0,471	0,412	-0,030	0,149	-0,029	0,765	0,618	0,235	0,500	0,235	0,235	0,235	0,471	0,088	-0,119	-0,059	-0,177	-0,500	-0,059
Na ⁺		0,957	0,872	0,266	0,468	0,957	0,111	0,288	0,346		0,429	0,471	0,058	0,257	0,257	0,714	0,314	0,600	0,314	0,314	0,314	0,543	0,029	-0,058	-0,314	-0,714	-0,143	0,543
K ⁺		0,544	0,623	0,623	0,872	0,872	0,623	0,499	0,417	0,397		-0,177	0,435	0,486	0,200	0,257	0,771	0,371	0,771	0,771	0,771	-0,200	0,543	-0,029	0,429	0,086	-0,257	0,771
Cl ⁻		0,117	0,059	0,571	0,781	0,612	0,781	0,466	0,955	0,346	0,738		-0,508	0,265	0,412	-0,147	-0,471	0,206	-0,471	-0,471	-0,471	0,000	-0,794	-0,716	<u>-0,883</u>	-0,530	0,029	0,294
SO ₄ ²⁻		0,257	0,084	0,257	0,913	0,066	0,742	0,674	0,778	0,913	0,389	0,304		0,609	-0,290	0,174	0,203	0,667	0,203	0,203	0,203	-0,145	<u>0,812</u>	0,176	0,319	-0,261	0,580	0,145
HCO ₃ ⁻		0,957	0,872	0,397	0,623	0,208	0,623	0,742	0,956	0,623	0,329	0,612	0,200		0,029	-0,257	-0,086	0,714	-0,086	-0,086	-0,086	-0,543	0,200	-0,551	-0,257	-0,429	0,600	0,600
NO ₃ ⁻		0,072	0,111	0,156	0,111	0,111	0,872	0,957	0,076	0,623	0,704	0,417	0,577	0,957		0,086	-0,143	0,257	-0,143	-0,143	0,086	-0,486	-0,638	-0,429	-0,029	-0,543	-0,029	
F ⁻		0,480	0,544	0,266	0,266	0,872	<u>0,010</u>	0,354	0,191	0,111	0,623	0,781	0,742	0,623	0,872		0,486	0,371	0,486	0,486	<u>0,886</u>	0,371	0,522	0,143	-0,429	-0,314	0,029	
Fe		0,150	0,329	0,468	0,468	0,957	0,329	0,354	0,653	0,544	0,072	0,346	0,700	0,872	0,787	0,329		-0,086	<u>1,000</u>	<u>1,000</u>	0,143	0,657	0,551	0,771	0,314	-0,486	0,543	
Mn		0,957	0,787	0,872	0,872	0,397	0,468	0,148	0,312	0,208	0,468	0,695	0,148	0,111	0,623	0,468	0,872		-0,086	-0,086	0,143	0,257	-0,319	-0,371	-0,771	0,429	0,257	
Ni		0,150	0,329	0,468	0,468	0,957	0,329	0,354	0,653	0,544	0,072	0,346	0,700	0,872	0,787	0,329	<u>0,010</u>	0,872		<u>1,000</u>	0,143	0,657	0,551	0,771	0,314	-0,486	0,543	
Zn		0,150	0,329	0,468	0,468	0,957	0,329	0,354	0,653	0,544	0,072	0,346	0,700	0,872	0,787	0,329	<u>0,010</u>	0,872	<u>0,010</u>		0,143	0,657	0,551	0,771	0,314	-0,486	0,543	
Li		0,787	0,872	0,266	0,266	0,623	<u>0,019</u>	0,228	0,346	0,266	0,704	1,000	0,784	0,266	0,872	<u>0,019</u>	0,787	0,787	0,787	0,787		0,029	0,493	-0,086	-0,429	-0,314	-0,314	
Al	<u>0,019</u>	<u>0,005</u>	0,544	0,468	0,208	0,468	0,827	0,868	0,957	0,266	0,059	<u>0,050</u>	0,704	0,329	0,468	0,156	0,623	0,156	0,156	0,957		0,638	0,771	0,086	0,200	0,200		
Co	<u>0,030</u>	0,084	0,957	0,084	0,700	0,288	0,890	0,822	0,913	0,957	0,109	0,738	0,257	0,173	0,288	0,257	0,538	0,257	0,257	0,321	0,173		0,725	0,203	-0,116	-0,203		
Cu	0,072	0,111	0,872	0,623	0,787	0,787	0,173	0,912	0,544	0,397	<u>0,020</u>	0,538	0,623	0,397	0,787	0,072	0,468	0,072	0,072	0,872	0,072	0,103		0,657	-0,257	0,086		
As	0,872	0,957	0,957	0,544	0,468	0,397	<u>0,008</u>	0,738	0,111	0,872	0,280	0,618	0,397	0,957	0,397	0,544	0,072	0,544	0,544	0,397	0,872	0,700	0,156		-0,486	-0,143		
Sr	0,704	0,468	<u>0,019</u>	0,787	<u>0,019</u>	0,544	0,354	0,312	0,787	0,623	0,956	0,228	0,208	0,266	0,544	0,329	0,397	0,329	0,329	0,544	0,704	0,827	0,623	0,329		-0,029		
Ba	0,704	0,957	0,787	0,787	0,704	0,957	0,658	0,912	0,266	0,072	0,571	0,784	0,208	0,957	0,957	0,266	0,623	0,266	0,266	0,544	0,704	0,700	0,872	0,787	0,957			

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe WIE1

		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw	Signifikanzniveau		<u>0,975</u>	0,300	-0,300	-0,700	-0,600	-0,103	0,000	0,700	-0,103	0,700	-0,700	-0,700	-0,900	0,000	-0,300	-0,800	-0,200	-0,200	0,700	0,900	-0,900	-0,500	-0,500	-0,900	-0,600	
Tl		<u>0,005</u>		0,205	-0,205	-0,821	-0,718	0,026	0,162	0,821	-0,158	0,821	-0,821	-0,564	-0,821	0,051	-0,462	-0,667	-0,103	-0,154	0,821	0,821	-0,975	-0,564	-0,667	-0,821	-0,410	
pH		0,624	0,741		-1,000	0,300	0,100	-0,308	-0,632	-0,300	-0,667	-0,300	0,300	-0,700	-0,100	0,700	-0,300	-0,200	-0,300	0,200	0,000	0,400	-0,100	0,300	0,400	-0,100	-0,500	
Eh		0,624	0,741	<u>0,010</u>		-0,300	-0,100	0,308	0,632	0,300	0,667	0,300	-0,300	0,700	0,100	-0,700	0,300	0,200	0,300	-0,200	0,000	-0,400	0,100	-0,300	-0,400	0,100	0,500	
Lf		0,188	0,089	0,624	0,624		0,900	-0,154	-0,474	-1,000	0,051	-1,000	1,000	0,000	0,600	0,200	0,500	0,300	-0,300	0,300	-0,800	-0,400	0,900	0,800	0,900	0,600	-0,100	
O ₂		0,285	0,172	0,873	0,873	0,037		0,154	-0,158	-0,900	0,410	-0,900	0,900	-0,100	0,500	0,100	0,600	0,100	-0,600	0,500	-0,600	-0,200	0,800	0,900	0,700	0,500	-0,200	
Ca ²⁺		0,870	0,966	0,614	0,614	0,805	0,805		0,892	0,154	0,289	0,154	-0,154	0,103	0,359	0,359	-0,359	0,205	-0,462	0,821	0,564	0,051	-0,154	0,410	-0,564	0,359	0,359	
Mg ²⁺		1,000	0,794	0,252	0,252	0,420	0,800	0,042		0,474	0,406	0,474	-0,474	0,316	0,158	0,000	-0,316	0,158	-0,158	0,474	0,632	0,000	-0,316	0,000	-0,791	0,158	0,474	
Na ⁺		0,188	0,089	0,624	0,624	<u>0,010</u>	0,037	0,805	0,420		-0,051	1,000	-1,000	0,000	-0,600	-0,200	-0,500	-0,300	0,300	-0,300	0,800	0,400	-0,900	-0,800	-0,900	-0,600	0,100	
K ⁺		0,870	0,800	0,219	0,219	0,935	0,493	0,637	0,498	0,935		-0,051	0,051	0,051	-0,154	-0,667	0,718	-0,359	-0,410	0,051	-0,103	0,103	0,205	0,154	-0,051	-0,154	-0,205	
Cl ⁻		0,188	0,089	0,624	0,624	<u>0,010</u>	0,037	0,805	0,420	<u>0,010</u>	0,935		-1,000	0,000	-0,600	-0,200	-0,500	-0,300	0,300	-0,300	0,800	0,400	-0,900	-0,800	-0,900	-0,600	0,100	
SO ₄ ²⁻		0,188	0,089	0,624	0,624	<u>0,010</u>	0,037	0,805	0,420	<u>0,010</u>	0,935	<u>0,010</u>		0,000	0,600	0,200	0,500	0,300	-0,300	0,300	-0,800	-0,400	0,900	0,800	0,900	0,600	-0,100	
HCO ₃ ⁻		0,188	0,322	0,188	0,188	1,000	0,873	0,870	0,604	1,000	0,935	1,000	1,000		0,600	-0,300	0,000	0,800	0,700	-0,200	-0,300	-0,900	0,400	-0,200	-0,100	0,600	0,900	
NO ₃ ⁻		0,037	0,089	0,873	0,873	0,285	0,391	0,553	0,800	0,285	0,805	0,285	0,285	0,285		0,400	-0,100	0,900	0,100	0,500	-0,400	-0,800	0,700	0,600	0,300	1,000	0,700	
F ⁻		1,000	0,935	0,188	0,188	0,747	0,873	0,553	1,000	0,747	0,219	0,747	0,747	0,624	0,505		-0,700	0,300	-0,300	0,700	0,300	0,100	-0,100	0,500	0,000	0,400	0,100	
Fe		0,624	0,434	0,624	0,624	0,391	0,285	0,553	0,604	0,391	0,172	0,391	0,391	1,000	0,873	0,188		-0,300	-0,200	-0,300	-0,700	-0,100	0,600	0,200	0,600	-0,100	-0,400	
Mn		0,104	0,219	0,747	0,747	0,624	0,873	0,741	0,800	0,624	0,553	0,624	0,624	0,104	0,037	0,624	0,624		0,500	0,200	-0,300	-0,900	0,500	0,200	0,100	0,900	0,900	
Ni		0,747	0,870	0,624	0,624	0,624	0,285	0,434	0,800	0,624	0,493	0,624	0,624	0,188	0,873	0,624	0,747	0,391		-0,700	-0,200	-0,600	0,000	-0,700	-0,100	0,100	0,600	
Zn		0,747	0,805	0,747	0,747	0,624	0,391	0,089	0,420	0,624	0,935	0,624	0,624	0,747	0,391	0,188	0,624	0,747	0,188		0,300	0,100	0,100	0,800	-0,100	0,500	0,100	
Li		0,188	0,089	1,000	1,000	0,104	0,285	0,322	0,252	0,104	0,870	0,104	0,104	0,624	0,505	0,624	0,188	0,624	0,747	0,624		0,600	-0,900	-0,300	-0,900	-0,400	0,000	
Al		0,037	0,089	0,505	0,505	0,505	0,747	0,935	1,000	0,505	0,870	0,505	0,505	0,037	0,104	0,873	0,873	0,037	0,285	0,873	0,285		-0,700	-0,100	-0,300	-0,800	-0,800	
Co		0,037	<u>0,005</u>	0,873	0,873	0,037	0,104	0,805	0,604	0,037	0,741	0,037	0,037	0,505	0,188	0,873	0,285	0,391	1,000	0,873	0,037	0,188		0,600	0,800	0,700	0,200	
Cu		0,391	0,322	0,624	0,624	0,104	0,037	0,493	1,000	0,104	0,805	0,104	0,104	0,747	0,285	0,391	0,747	0,747	0,188	0,104	0,624	0,873	0,285		0,500	0,600	-0,100	
As		0,391	0,219	0,505	0,505	0,037	0,188	0,322	0,111	0,037	0,935	0,037	0,037	0,873	0,624	1,000	0,285	0,873	0,873	0,873	0,037	0,624	0,104	0,391		0,300	-0,300	
Sr		0,037	0,089	0,873	0,873	0,285	0,391	0,553	0,800	0,285	0,805	0,285	0,285	0,285	<u>0,010</u>	0,505	0,873	0,037	0,873	0,391	0,505	0,104	0,188	0,285	0,624		0,700	
Ba	0,285	0,493	0,391	0,391	0,873	0,747	0,553	0,420	0,873	0,741	0,873	0,873	0,037	0,188	0,873	0,505	0,037	0,285	0,873	1,000	0,104	0,747	0,873	0,624	0,188			

Signifikanzniveau

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe WZ1

		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw	Signifikanzniveau		0,943	-0,086	-0,886	-0,116	-0,771	0,618	0,647	0,600	0,086	0,441	-0,371	0,429	-0,143	0,696	0,143	0,543	-0,314	0,143	-0,086	-0,086	0,200	-0,429	0,371	-0,143	-0,029	
Tl		0,005		-0,029	-0,771	-0,203	-0,714	0,706	0,441	0,371	-0,200	0,677	-0,600	0,257	-0,257	0,841	0,314	0,600	-0,486	0,314	0,200	-0,257	-0,086	-0,600	0,429	-0,429	-0,257	
pH		0,872	0,957		-0,029	0,464	-0,257	-0,441	-0,118	-0,486	-0,543	-0,088	0,143	-0,314	-0,771	0,000	0,086	-0,086	0,086	0,086	0,543	-0,829	0,257	0,200	0,771	0,143	-0,429	
Eh		0,019	0,072	0,957		0,058	0,943	-0,265	-0,530	-0,429	-0,314	-0,059	0,143	-0,371	0,371	-0,464	0,257	-0,657	0,086	0,257	0,314	-0,029	-0,257	0,486	-0,429	0,029	-0,086	
Lf		0,827	0,700	0,354	0,913		-0,116	-0,045	0,493	-0,058	0,000	-0,224	0,754	0,580	-0,058	0,118	0,319	0,116	0,812	0,319	0,000	-0,464	0,435	0,493	0,609	0,638	0,522	
O ₂		0,072	0,111	0,623	0,005	0,827		-0,177	-0,412	-0,143	-0,143	-0,059	0,086	-0,314	0,600	-0,522	0,200	-0,771	-0,029	0,200	0,143	0,200	-0,143	0,543	-0,657	0,086	-0,029	
Ca ²⁺		0,191	0,117	0,381	0,612	0,933	0,738		0,500	0,441	-0,177	0,818	-0,441	0,530	0,353	0,851	0,706	0,441	-0,265	0,706	0,177	-0,088	-0,265	-0,353	0,088	-0,353	0,088	
Mg ²⁺		0,165	0,381	0,824	0,280	0,321	0,417	0,313		0,794	0,383	0,061	0,353	0,883	0,324	0,403	0,265	0,235	0,353	0,265	-0,383	0,000	0,647	0,265	0,294	0,559	0,588	
Na ⁺		0,208	0,468	0,329	0,397	0,913	0,787	0,381	0,059		0,543	0,029	0,086	0,600	0,600	0,116	0,029	-0,086	-0,029	0,029	-0,543	0,429	0,600	0,257	-0,257	0,429	0,429	
K ⁺		0,872	0,704	0,266	0,544	1,000	0,787	0,738	0,454	0,266		-0,677	0,543	0,486	0,429	-0,406	-0,657	0,086	0,486	-0,657	-1,000	0,829	0,429	0,143	-0,429	0,543	0,771	
Cl ⁻		0,381	0,140	0,868	0,912	0,670	0,912	0,047	0,909	0,956	0,140		-0,765	0,000	0,000	0,821	0,794	0,265	-0,618	0,794	0,677	-0,441	-0,500	-0,441	0,206	-0,677	-0,471	
SO ₄ ²⁻		0,468	0,208	0,787	0,787	0,084	0,872	0,381	0,492	0,872	0,266	0,076		0,486	0,200	-0,464	-0,257	-0,143	0,943	-0,257	-0,543	0,143	0,600	0,657	0,086	0,886	0,771	
HCO ₃ ⁻		0,397	0,623	0,544	0,468	0,228	0,544	0,280	0,020	0,208	0,329	1,000	0,329		0,429	0,406	0,257	0,429	0,600	0,257	-0,486	0,143	0,371	0,143	0,200	0,486	0,829	
NO ₃ ⁻		0,787	0,623	0,072	0,468	0,913	0,208	0,492	0,531	0,208	0,397	1,000	0,704	0,397		-0,174	0,200	-0,371	0,143	0,200	-0,429	0,600	0,143	0,429	-0,714	0,314	0,543	
F ⁻		0,125	0,036	1,000	0,354	0,824	0,288	0,032	0,428	0,827	0,425	0,045	0,354	0,425	0,742		0,667	0,696	-0,232	0,667	0,406	-0,464	-0,319	-0,551	0,551	-0,464	-0,116	
Fe		0,787	0,544	0,872	0,623	0,538	0,704	0,117	0,612	0,957	0,156	0,059	0,623	0,623	0,704	0,148		0,029	-0,143	1,000	0,657	-0,600	-0,200	0,086	0,314	-0,200	-0,143	
Mn		0,266	0,208	0,872	0,156	0,827	0,072	0,381	0,653	0,872	0,872	0,612	0,787	0,397	0,468	0,125	0,957		0,143	0,029	-0,086	-0,086	-0,371	-0,771	0,486	-0,371	0,200	
Ni		0,544	0,329	0,872	0,872	0,050	0,957	0,612	0,492	0,957	0,329	0,191	0,005	0,208	0,787	0,658	0,787	0,787		-0,143	-0,486	0,086	0,371	0,429	0,200	0,714	0,829	
Zn		0,787	0,544	0,872	0,623	0,538	0,704	0,117	0,612	0,957	0,156	0,059	0,623	0,623	0,704	0,148	0,010	0,957	0,787		0,657	-0,600	-0,200	0,086	0,314	-0,200	-0,143	
Li		0,872	0,704	0,266	0,544	1,000	0,787	0,738	0,454	0,266	0,010	0,140	0,266	0,329	0,397	0,425	0,156	0,872	0,329	0,156		-0,829	-0,429	-0,143	0,429	-0,543	-0,771	
Al	0,872	0,623	0,042	0,957	0,354	0,704	0,868	1,000	0,397	0,042	0,381	0,787	0,787	0,208	0,354	0,208	0,872	0,872	0,208	0,042		0,029	-0,029	-0,829	0,143	0,486		
Co	0,704	0,872	0,623	0,623	0,389	0,787	0,612	0,165	0,208	0,397	0,312	0,208	0,468	0,787	0,538	0,704	0,468	0,468	0,704	0,397	0,957		0,714	0,143	0,886	0,371		
Cu	0,397	0,208	0,704	0,329	0,321	0,266	0,492	0,612	0,623	0,787	0,381	0,156	0,787	0,397	0,257	0,872	0,072	0,397	0,872	0,787	0,957	0,111		-0,143	0,829	0,314		
As	0,468	0,397	0,072	0,397	0,200	0,156	0,868	0,571	0,623	0,397	0,695	0,872	0,704	0,111	0,257	0,544	0,329	0,704	0,544	0,397	0,042	0,787	0,787		0,029	-0,143		
Sr	0,787	0,397	0,787	0,957	0,173	0,872	0,492	0,249	0,397	0,266	0,140	0,019	0,329	0,544	0,354	0,704	0,468	0,111	0,704	0,266	0,787	0,019	0,042	0,957		0,657		
Ba	0,957	0,623	0,397	0,872	0,288	0,957	0,868	0,219	0,397	0,072	0,346	0,072	0,042	0,266	0,827	0,787	0,704	0,042	0,787	0,072	0,329	0,468	0,544	0,787	0,156			

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe WW1

		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw	Signifikanzniveau		0,943	-0,600	-0,657	-0,086	-0,314	0,493	0,265	0,829	0,200	0,600	-0,441	-0,088	0,200	0,696	0,429	0,543	-0,257	0,257	0,257	-0,261	-0,543	-0,029	0,600	-0,143	0,029	
Tl		0,005		-0,714	-0,486	-0,257	-0,486	0,551	0,118	0,714	-0,086	0,771	-0,618	0,000	0,029	0,841	0,486	0,429	-0,543	0,486	0,543	-0,058	-0,600	-0,086	0,657	-0,429	0,086	
pH		0,208	0,111		-0,200	0,371	0,829	-0,841	-0,265	-0,714	-0,086	-0,829	0,353	-0,265	-0,257	-0,870	-0,543	0,314	0,714	-0,886	-0,714	-0,116	0,600	0,257	-0,200	0,486	-0,257	
Eh		0,156	0,329	0,704		-0,257	-0,371	0,232	0,029	-0,314	-0,143	0,086	0,177	0,265	0,086	-0,058	0,086	-0,943	-0,371	0,486	0,371	0,406	0,200	-0,086	-0,600	-0,257	0,086	
Lf		0,872	0,623	0,468	0,623		0,771	-0,029	0,088	0,086	0,486	-0,371	0,794	0,441	0,257	-0,116	-0,200	0,143	0,486	-0,486	-0,486	-0,899	0,086	-0,200	0,314	0,829	0,200	
O ₂		0,544	0,329	0,042	0,468	0,072		-0,464	0,029	-0,314	0,200	-0,600	0,530	-0,088	0,086	-0,580	-0,257	0,429	0,657	-0,886	-0,657	-0,638	0,543	0,257	0,086	0,771	-0,257	
Ca ²⁺		0,321	0,257	0,036	0,658	0,957	0,354		0,627	0,783	0,290	0,841	-0,134	0,179	0,638	0,750	0,812	-0,290	-0,638	0,638	0,638	-0,279	-0,203	0,058	0,116	-0,116	-0,058	
Mg ²⁺		0,612	0,824	0,612	0,956	0,868	0,956	0,183		0,647	0,647	0,353	0,045	-0,455	0,971	0,030	0,765	-0,029	0,000	-0,088	0,000	-0,433	0,441	0,647	-0,383	0,412	-0,647	
Na ⁺		0,042	0,111	0,111	0,544	0,872	0,544	0,066	0,165		0,600	0,600	-0,088	0,000	0,657	0,638	0,600	0,143	-0,200	0,314	0,200	-0,464	-0,371	0,029	0,257	0,143	-0,029	
K ⁺		0,704	0,872	0,872	0,787	0,329	0,704	0,577	0,165	0,208		-0,200	0,618	0,000	0,771	-0,116	0,086	-0,086	0,543	-0,257	-0,543	-0,638	0,029	0,029	-0,257	0,771	-0,029	
Cl ⁻		0,208	0,072	0,042	0,872	0,468	0,208	0,036	0,492	0,208	0,704		-0,618	0,000	0,257	0,841	0,829	-0,029	-0,886	0,714	0,886	0,058	-0,257	0,143	0,314	-0,543	-0,143	
SO ₄ ²⁻		0,381	0,191	0,492	0,738	0,059	0,280	0,800	0,932	0,868	0,191	0,191		0,500	0,265	-0,358	-0,441	-0,353	0,618	-0,353	-0,618	-0,582	0,088	-0,353	-0,177	0,794	0,353	
HCO ₃ ⁻		0,868	1,000	0,612	0,612	0,381	0,868	0,734	0,365	1,000	1,000	1,000	0,313		-0,265	0,448	-0,353	-0,441	-0,177	0,441	0,177	-0,224	-0,618	-0,883	0,441	0,000	0,883	
NO ₃ ⁻		0,704	0,957	0,623	0,872	0,623	0,872	0,173	0,001	0,156	0,072	0,623	0,612	0,612		0,029	0,657	-0,143	0,086	-0,086	-0,086	-0,551	0,371	0,486	-0,371	0,543	-0,486	
F ⁻		0,125	0,036	0,024	0,913	0,827	0,228	0,086	0,955	0,173	0,827	0,036	0,486	0,373	0,957		0,464	-0,029	-0,754	0,783	0,754	-0,088	-0,696	-0,377	0,638	-0,464	0,377	
Fe		0,397	0,329	0,266	0,872	0,704	0,623	0,050	0,076	0,208	0,872	0,042	0,381	0,492	0,156	0,354		0,029	-0,600	0,314	0,600	-0,174	0,257	0,600	-0,029	-0,143	-0,600	
Mn		0,266	0,397	0,544	0,005	0,787	0,397	0,577	0,956	0,787	0,872	0,957	0,492	0,381	0,787	0,957	0,957		0,257	-0,543	-0,257	-0,290	0,029	0,314	0,543	0,143	-0,314	
Ni		0,623	0,266	0,111	0,468	0,329	0,156	0,173	1,000	0,704	0,266	0,019	0,191	0,738	0,872	0,084	0,208	0,623		-0,829	-1,000	-0,348	0,257	0,029	-0,257	0,771	-0,029	
Zn		0,623	0,329	0,019	0,329	0,329	0,019	0,173	0,868	0,544	0,623	0,111	0,492	0,381	0,872	0,066	0,544	0,266	0,042		0,829	0,406	-0,600	-0,429	0,143	-0,714	0,429	
Li		0,623	0,266	0,111	0,468	0,329	0,156	0,173	1,000	0,704	0,266	0,019	0,191	0,738	0,872	0,084	0,208	0,623	0,010	0,042		0,348	-0,257	-0,029	0,257	-0,771	0,029	
Al		0,618	0,913	0,827	0,425	0,015	0,173	0,592	0,391	0,354	0,173	0,913	0,225	0,670	0,257	0,868	0,742	0,577	0,499	0,425	0,499		-0,087	-0,029	-0,348	-0,812	0,029	
Co		0,266	0,208	0,208	0,704	0,872	0,266	0,700	0,381	0,468	0,957	0,623	0,868	0,191	0,468	0,125	0,623	0,957	0,623	0,208	0,623	0,870		0,829	-0,600	0,371	-0,829	
Cu		0,957	0,872	0,623	0,872	0,704	0,623	0,913	0,165	0,957	0,957	0,787	0,492	0,020	0,329	0,461	0,208	0,544	0,957	0,397	0,957	0,957	0,042		-0,429	0,143	-1,000	
As		0,208	0,156	0,704	0,208	0,544	0,872	0,827	0,454	0,623	0,623	0,544	0,738	0,381	0,468	0,173	0,957	0,266	0,623	0,787	0,623	0,499	0,208	0,397		-0,143	0,429	
Sr		0,787	0,397	0,329	0,623	0,042	0,072	0,827	0,417	0,787	0,072	0,266	0,059	1,000	0,266	0,354	0,787	0,787	0,072	0,111	0,072	0,050	0,468	0,787	0,787		0,787	
Ba		0,957	0,872	0,623	0,872	0,704	0,623	0,913	0,165	0,957	0,957	0,787	0,492	0,020	0,329	0,461	0,208	0,544	0,957	0,397	0,957	0,957	0,042	0,010	0,397	0,787		

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe WW2

		Signifikanzniveau																										
		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw			0,900	0,400	0,500	0,700	-0,800	0,564	0,000	0,700	-0,600	1,000	-0,667	0,700	0,200	0,667	0,500	0,800	0,000	0,900	0,600	0,900	0,000	0,400	0,700	-0,410	0,600	
Tl		0,037		0,200	0,600	0,400	-0,900	0,205	-0,300	0,400	-0,500	0,900	-0,821	0,600	0,500	0,410	0,700	0,900	0,100	0,700	0,700	1,000	0,100	0,300	0,600	-0,667	0,500	
pH		0,505	0,747		0,100	0,100	-0,500	0,154	-0,300	0,100	-0,300	0,400	0,103	0,000	0,100	0,667	-0,300	0,100	-0,900	0,300	0,700	0,200	-0,900	-0,300	0,500	-0,154	0,300	
Eh		0,391	0,285	0,873		0,300	-0,700	0,205	-0,500	0,300	-0,900	0,500	-0,103	0,800	0,800	0,616	0,000	0,200	0,000	0,600	0,400	0,600	0,000	-0,400	-0,200	-0,872	0,900	
Lf		0,188	0,505	0,873	0,624		-0,200	0,975	0,600	1,000	-0,600	0,700	-0,205	0,800	-0,300	0,667	0,100	0,300	0,300	0,900	-0,100	0,400	0,300	0,500	0,300	0,103	0,600	
O ₂		0,104	0,037	0,391	0,188	0,747		-0,051	0,600	-0,200	0,600	-0,800	0,564	-0,500	-0,700	-0,564	-0,400	-0,700	0,300	-0,600	-0,900	-0,900	0,300	0,100	-0,500	0,821	-0,600	
Ca ²⁺		0,322	0,741	0,805	0,741	0,005	0,935		0,667	0,975	-0,564	0,564	0,000	0,718	-0,410	0,684	-0,103	0,103	0,205	0,821	-0,205	0,205	0,205	0,410	0,205	0,237	0,564	
Mg ²⁺		1,000	0,624	0,624	0,391	0,285	0,285	0,219		0,600	0,200	0,000	0,051	0,100	-0,900	-0,051	0,000	-0,100	0,500	0,200	-0,700	-0,300	0,500	0,700	0,100	0,821	-0,200	
Na ⁺		0,188	0,505	0,873	0,624	0,010	0,747	0,005	0,285		-0,600	0,700	-0,205	0,800	-0,300	0,667	0,100	0,300	0,300	0,900	-0,100	0,400	0,300	0,500	0,300	0,103	0,600	
K ⁺		0,285	0,391	0,624	0,037	0,285	0,285	0,322	0,747	0,285		-0,600	-0,051	-0,900	-0,500	-0,872	0,200	-0,100	0,100	-0,800	-0,300	-0,500	0,100	0,300	0,100	0,616	-1,000	
Cl ⁻		0,010	0,037	0,505	0,391	0,188	0,104	0,322	1,000	0,188	0,285		-0,667	0,700	0,200	0,667	0,500	0,800	0,000	0,900	0,600	0,900	0,000	0,400	0,700	-0,410	0,600	
SO ₄ ²⁻		0,219	0,089	0,870	0,870	0,741	0,322	1,000	0,935	0,741	0,935	0,219		-0,205	-0,154	0,105	-0,975	-0,975	-0,359	-0,359	-0,462	-0,821	-0,359	-0,667	-0,718	0,289	0,051	
HCO ₃ ⁻		0,188	0,285	1,000	0,104	0,104	0,391	0,172	0,873	0,104	0,037	0,188	0,741		0,300	0,718	0,100	0,300	0,300	0,900	0,100	0,600	0,300	0,100	0,000	-0,462	0,900	
NO ₃ ⁻		0,747	0,391	0,873	0,104	0,624	0,188	0,493	0,037	0,624	0,391	0,747	0,805	0,624		0,205	0,100	0,200	-0,200	0,100	0,600	0,500	-0,200	-0,600	-0,200	-0,975	0,500	
F ⁻		0,219	0,493	0,219	0,269	0,219	0,322	0,203	0,935	0,219	0,054	0,219	0,866	0,172	0,741		-0,308	0,103	-0,410	0,821	0,410	0,410	-0,410	-0,205	0,205	-0,342	0,872	
Fe		0,391	0,188	0,624	1,000	0,873	0,505	0,870	1,000	0,873	0,747	0,391	0,005	0,873	0,873	0,614		0,900	0,500	0,200	0,300	0,700	0,500	0,700	0,600	-0,205	-0,200	
Mn		0,104	0,037	0,873	0,747	0,624	0,188	0,870	0,873	0,624	0,873	0,104	0,005	0,624	0,747	0,870	0,037		0,200	0,500	0,600	0,900	0,200	0,600	0,800	-0,359	0,100	
Ni		1,000	0,873	0,037	1,000	0,624	0,624	0,741	0,391	0,624	0,873	1,000	0,553	0,624	0,747	0,493	0,391	0,747		0,100	-0,600	0,100	1,000	0,600	-0,200	0,154	-0,100	
Zn		0,037	0,188	0,624	0,285	0,037	0,285	0,089	0,747	0,037	0,104	0,037	0,553	0,037	0,873	0,089	0,747	0,391	0,873		0,300	0,700	0,100	0,300	0,400	-0,308	0,800	
Li		0,285	0,188	0,188	0,505	0,873	0,037	0,741	0,188	0,873	0,624	0,285	0,434	0,873	0,285	0,493	0,624	0,285	0,285	0,624		0,700	-0,600	-0,200	0,600	-0,667	0,300	
Al		0,037	0,010	0,747	0,285	0,505	0,037	0,741	0,624	0,505	0,391	0,037	0,089	0,285	0,391	0,493	0,188	0,037	0,873	0,188	0,188		0,100	0,300	0,600	-0,667	0,500	
Co		1,000	0,873	0,037	1,000	0,624	0,624	0,741	0,391	0,624	0,873	1,000	0,553	0,624	0,747	0,493	0,391	0,747	0,010	0,873	0,285	0,873		0,600	-0,200	0,154	-0,100	
Cu		0,505	0,624	0,624	0,505	0,391	0,873	0,493	0,188	0,391	0,624	0,505	0,219	0,873	0,285	0,741	0,188	0,285	0,285	0,624	0,747	0,624	0,285		0,600	0,462	-0,300	
As		0,188	0,285	0,391	0,747	0,624	0,391	0,741	0,873	0,624	0,873	0,188	0,172	1,000	0,747	0,741	0,285	0,104	0,747	0,505	0,285	0,285	0,747	0,285		0,051	-0,100	
Sr		0,493	0,219	0,805	0,054	0,870	0,089	0,701	0,089	0,870	0,269	0,493	0,637	0,434	0,005	0,573	0,741	0,553	0,805	0,614	0,219	0,219	0,805	0,434	0,935		-0,616	
Ba		0,285	0,391	0,624	0,037	0,285	0,285	0,322	0,747	0,285	0,010	0,285	0,935	0,037	0,391	0,054	0,747	0,873	0,873	0,104	0,624	0,391	0,873	0,624	0,873	0,269		

Anlage XV

Hauptionen, Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen der Probe WA1

		T _w	T _L	pH	Eh	Lf	O ₂	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	As	Sr	Ba	
		Korrelationskoeffizient																										
Tw	Signifikanzniveau		<u>0,943</u>	-0,319	0,257	0,029	-0,829	0,657	<u>0,941</u>	0,943	-0,543	0,899	0,029	0,657	0,257	0,657	-0,257	0,771	-0,600	0,657	0,543	0,464	-0,200	0,086	0,657	-0,143	-0,257	
Tl		<u>0,005</u>		-0,232	0,029	0,086	-0,771	0,600	0,820	<u>1,000</u>	-0,257	0,812	0,086	0,771	0,314	0,486	-0,314	0,886	-0,314	0,600	0,429	0,406	0,086	0,200	0,486	-0,029	-0,029	
pH		0,538	0,658		0,058	0,551	0,696	-0,319	-0,339	-0,232	0,348	-0,147	0,493	-0,348	-0,319	-0,522	-0,290	-0,174	0,261	-0,319	0,232	0,176	-0,232	0,348	0,029	0,638	-0,058	
Eh		0,623	0,957	0,913		-0,371	-0,143	-0,086	0,334	0,029	-0,543	0,580	-0,086	-0,543	-0,486	-0,029	-0,029	-0,086	-0,771	-0,257	0,600	0,290	-0,771	0,257	0,771	-0,543	<u>-1,000</u>	
Lf		0,957	0,872	0,257	0,468		0,143	-0,086	-0,091	0,086	0,200	-0,203	0,829	0,371	0,543	0,143	-0,657	0,257	0,257	0,543	0,371	0,580	-0,029	-0,429	0,086	<u>0,943</u>	0,371	
O ₂		0,042	0,072	0,125	0,787	0,787		-0,371	-0,698	-0,771	0,371	-0,638	-0,029	-0,657	-0,543	-0,600	0,314	-0,771	0,429	-0,657	-0,429	-0,464	-0,086	0,257	-0,543	0,371	0,143	
Ca ²⁺		0,156	0,208	0,538	0,872	0,872	0,468		0,820	0,600	-0,657	0,551	-0,486	0,543	-0,086	0,771	0,429	0,200	-0,486	0,486	-0,143	-0,232	-0,200	0,200	0,029	-0,029	0,086	
Mg ²⁺		<u>0,005</u>	0,046	0,511	0,518	0,864	0,123	0,046		0,820	-0,759	0,893	-0,213	0,516	0,030	0,759	0,030	0,516	-0,759	0,577	0,395	0,246	-0,395	0,152	0,577	-0,213	-0,334	
Na ⁺		0,005	<u>0,010</u>	0,658	0,957	0,872	0,072	0,208	0,046		-0,257	0,812	0,086	0,771	0,314	0,486	-0,314	0,886	-0,314	0,600	0,429	0,406	0,086	0,200	0,486	-0,029	-0,029	
K ⁺		0,266	0,623	0,499	0,266	0,704	0,468	0,156	0,080	0,623		-0,580	0,371	-0,029	0,200	-0,771	-0,314	0,086	<u>0,943</u>	-0,371	-0,257	-0,058	0,771	0,086	-0,486	0,314	0,543	
Cl ⁻		0,015	0,050	0,781	0,228	0,700	0,173	0,257	0,016	0,050	0,228		-0,116	0,290	-0,145	0,406	-0,116	0,580	-0,725	0,290	0,580	0,353	-0,406	0,406	0,754	-0,348	-0,580	
SO ₄ ²⁻		0,957	0,872	0,321	0,872	0,042	0,957	0,329	0,686	0,872	0,468	0,827		0,200	0,600	-0,143	<u>-0,943</u>	0,429	0,257	0,371	0,657	0,841	0,029	-0,429	0,371	0,657	0,086	
HCO ₃ ⁻		0,156	0,072	0,499	0,266	0,468	0,156	0,266	0,295	0,072	0,957	0,577	0,704		0,714	0,600	-0,314	0,771	0,086	0,829	0,086	0,290	0,429	-0,257	0,029	0,314	0,543	
NO ₃ ⁻		0,623	0,544	0,538	0,329	0,266	0,266	0,872	0,954	0,544	0,704	0,784	0,208	0,111		0,371	-0,657	0,600	0,257	0,771	0,257	0,580	0,429	-0,771	0,086	0,371	0,486	
F ⁻		0,156	0,329	0,288	0,957	0,787	0,208	0,072	0,080	0,329	0,072	0,425	0,787	0,208	0,468		0,086	0,257	-0,600	0,829	0,143	0,174	-0,314	-0,429	0,257	0,029	0,029	
Fe		0,623	0,544	0,577	0,957	0,156	0,544	0,397	0,954	0,544	0,544	0,827	<u>0,005</u>	0,544	0,156	0,872		-0,657	-0,143	-0,429	-0,771	<u>-0,928</u>	-0,086	0,371	-0,543	-0,429	0,029	
Mn		0,072	0,019	0,742	0,872	0,623	0,072	0,704	0,295	0,019	0,872	0,228	0,397	0,072	0,208	0,623	0,156		-0,029	0,600	0,543	0,638	0,314	-0,029	0,486	0,086	0,086	
Ni		0,208	0,544	0,618	0,072	0,623	0,397	0,329	0,080	0,544	<u>0,005</u>	0,103	0,623	0,872	0,623	0,208	0,787	0,957		-0,257	-0,486	-0,232	0,829	-0,029	-0,714	0,429	0,771	
Zn		0,156	0,208	0,538	0,623	0,266	0,156	0,329	0,231	0,208	0,468	0,577	0,468	0,042	0,072	0,042	0,397	0,208	0,623		0,371	0,551	-0,029	-0,600	0,314	0,371	0,257	
Li		0,266	0,397	0,658	0,208	0,468	0,397	0,787	0,439	0,397	0,623	0,228	0,156	0,872	0,623	0,787	0,072	0,266	0,329	0,468		<u>0,928</u>	-0,486	-0,143	<u>0,943</u>	0,086	-0,600	
Al	0,354	0,425	0,738	0,577	0,228	0,354	0,658	0,638	0,425	0,913	0,493	0,036	0,577	0,228	0,742	<u>0,008</u>	0,173	0,658	0,257	<u>0,008</u>		-0,232	-0,406	0,783	0,290	-0,290		
Co	0,704	0,872	0,658	0,072	0,957	0,872	0,704	0,439	0,872	0,072	0,425	0,957	0,397	0,397	0,544	0,872	0,544	0,042	0,957	0,329	0,658		-0,029	-0,600	0,086	0,771		
Cu	0,872	0,704	0,499	0,623	0,397	0,623	0,704	0,774	0,704	0,872	0,425	0,397	0,623	0,072	0,397	0,468	0,957	0,957	0,208	0,787	0,425	0,957		-0,029	-0,257	-0,257		
As	0,156	0,329	0,957	0,072	0,872	0,266	0,957	0,231	0,329	0,329	0,084	0,468	0,957	0,872	0,623	0,266	0,329	0,111	0,544	<u>0,005</u>	0,066	0,208	0,957		-0,200	-0,771		
Sr	0,787	0,957	0,173	0,266	<u>0,005</u>	0,468	0,957	0,686	0,957	0,544	0,499	0,156	0,544	0,468	0,957	0,397	0,872	0,397	0,468	0,872	0,577	0,872	0,623	0,704		0,543		
Ba	0,623	0,957	0,913	<u>0,010</u>	0,468	0,787	0,872	0,518	0,957	0,266	0,228	0,872	0,266	0,329	0,957	0,957	0,872	0,072	0,623	0,208	0,577	0,072	0,623	0,072	0,266			

Anlage XV

Vor-Ort-Parameter sowie Yttrium, Lanthan und Cer der Probe HS1

		Tw	pH	Eh	Lf	O ₂	Y	La	Ce
		Korrelationskoeffizient							
Tw	Signifikanzniveau		-0,314	0,714	-0,600	0,371	-0,609	-0,886	-0,657
pH		0,544		-0,029	0,829	0,543	0,319	0,314	0,086
Eh		0,111	0,957		-0,371	0,543	0,058	-0,371	-0,086
Lf		0,208	0,042	0,468		0,086	0,232	0,600	0,257
O ₂		0,468	0,266	0,266	0,872		0,058	-0,371	-0,429
Y		0,200	0,538	0,913	0,658	0,913		0,754	0,841
La		0,019	0,544	0,468	0,208	0,468	0,084		0,886
Ce		0,156	0,872	0,872	0,623	0,397	0,036	0,019	

Anlage XVI

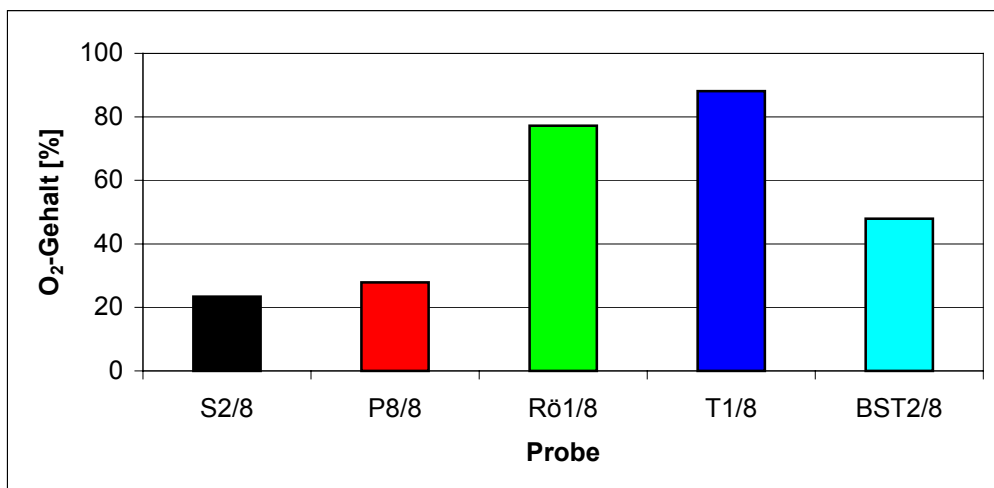
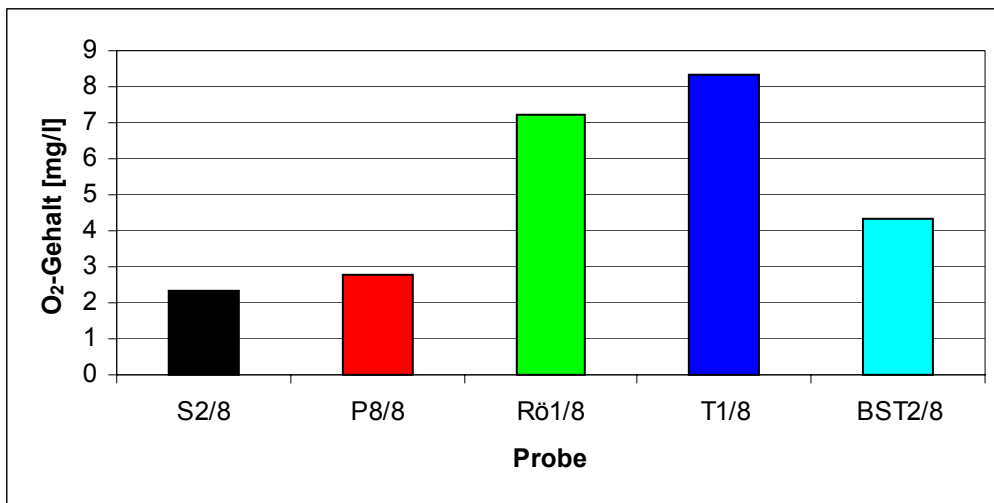
Anlage XVI: Messwerttabelle der Vor-Ort-Parameter aller Proben

Probenpunkt	Probe	Datum	Lf [μS/cm]	pH	Eh _{korrr} [mV]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	T _w [°C]	T _L [°C]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	888	6,8	344	1,6	15,4	12,2	14,2
	WZ2/4	06.12.2000	840	7,1	430	3,2	30,0	10,3	7,2
	WZ2/5	01.02.2001	827	6,6	485	4,4	37,0	5,8	3,1
	WZ2/6	28.03.2001	888	6,8	496	4,5	40,0	8,3	6,7
	WZ2/7	22.05.2001	847	7,0	426	3,02	29,1	10,7	16,6
	WZ2/8	27.06.2001	766	6,5	421	3,1	30,5	12,5	23,1
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	880	7,8	321	9,21	92,5	12,3	18,3
	WA1/4	06.12.2000	851	8,0	477	11,2	92,0	5,3	4,7
	WA1/5	01.02.2001	829	7,8	450	9,3	67,0	0,7	-0,7
	WA1/6	28.03.2001	863	7,8	442	11,3	92,0	4,5	1,9
	WA1/7	22.05.2001	867	7,8	476	8,32	84,2	14,0	13,6
	WA1/8	27.06.2001	811	7,4	471	7,31	75,3	15,1	23,1
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	885	7,3	190	7,85	78,0	13,4	16,3
	WW1/4	06.12.2000	839	7,5	427	8,3	76,0	9,0	7,2
	WW1/5	01.02.2001	834	7,4	505	6,3	52,0	5,0	1,3
	WW1/6	28.03.2001	883	7,0	510	7,7	69,0	8,3	4,0
	WW1/7	22.05.2001	835	6,9	497	5,75	54,2	10,6	16,8
	WW1/8	27.06.2001	779	6,8	484	5,71	59,1	13,6	22,2
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	848	7,5	395	9,5	82,0	6,7	6,3
	WW2/5	01.02.2001	842	7,1	450	9,8	76,0	2,8	2,1

Anlage XVI

Probenpunkt	Probe	Datum	Lf [μS/cm]	pH	Eh _{kor} [mV]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	T _w [°C]	T _L [°C]
Feuchtgebietwasser 2	WW2/6	28.03.2001	857	7,4	403	10,8	90,0	5,4	1,9
	WW2/7	22.05.2001	854	7,6	549	5,66	57,4	14,1	14,0
	WW2/8	27.06.2001	940	7,1	520	6,6	70,5	15,7	23,1
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/4	06.12.2000	809	9,9	220	10,4	93,0	8,4	4,1
	WIE1/5	01.02.2001	801	8,7	444	8,3	69,0	5,6	2,1
	WIE1/6	28.03.2001	795	9,1	356	7,7	67,0	6,6	4,1
	WIE1/7	22.05.2001	743	9,2	355	7,62	74,1	13,5	13,8
	WIE1/8	27.06.2001	668	8,9	380	7,65	84,7	18,0	23,1
Hauptschacht-Auslauf	HS1/3	04.10.2000	933	6,7	244	4,74	45,6	11,5	16,1
	HS1/4	06.12.2000	938	6,8	242	4,3	40,0	10,2	6,4
	HS1/5	01.02.2001	950	9,2	355	7,62	74,1	13,5	13,8
	HS1/6	28.03.2001	1019	6,7	233	3,4	30,0	9,1	2,1
	HS1/7	22.05.2001	909	6,5	276	3,74	35,7	11,3	13,6
	HS1/8	27.06.2001	878	6,1	252	3,5	37,7	16,5	26,1
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	868	6,3	457	2,32	23,4	13,4	24,9
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	775	6,5	484	2,79	27,9	13,2	21,1
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	739	6,2	369	7,21	77,2	16,1	23,1
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	679	8,9	390	8,31	88,1	15,7	20,1
Bohrung BST2 auf Damm	BST2/8	27.06.2001	847	7,5	427	4,33	47,9	17,8	23,1

Anlage XVII: Graphische Darstellung der Sauerstoffgehalte der Komplettprobenahme



Anlage XVIII: Messwerte der Bestimmung der p- und m-Werte

Probenpunkt	Probe	Datum	m-Wert [Einheiten]	-p-Wert [Einheiten]	p-Wert [Einheiten]	Alkalität [mmol/L]	Azidität [mmol/L]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	264	32		1,32	-0,16
	WZ2/4	06.12.2000	18	21		0,09	-0,11
	WZ2/5	01.02.2001	18	218		0,09	-1,09
	WZ2/6	28.03.2001	251	28		1,26	-0,14
	WZ2/7	22.05.2001	241	32		1,21	-0,16
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	318	9		1,59	-0,05
	WA1/4	06.12.2000	23	7		0,12	-0,04
	WA1/5	01.02.2001	222	8		1,11	-0,04
	WA1/6	28.03.2001	234	8		1,17	-0,04
	WA1/7	22.05.2001	266	4		1,33	-0,02
	WA1/8	27.06.2001	305	5		1,53	-0,03
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	228	20		1,14	-0,10
	WW1/4	06.12.2000	43	21		0,22	-0,11
	WW1/5	01.02.2001	197	19		0,99	-0,10
	WW1/6	28.03.2001	230	27		1,15	-0,14
	WW1/7	22.05.2001	232	19		1,16	-0,10
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	32	19		0,16	-0,10
	WW2/5	01.02.2001	201	4		1,01	-0,02
	WW2/6	28.03.2001	230	8		1,15	-0,04
	WW2/7	22.05.2001	246	4		1,23	-0,02

Anlage XVIII

Probenpunkt	Probe	Datum	m-Wert [Einheiten]	-p-Wert [Einheiten]	p-Wert [Einheiten]	Alkalität [mmol/L]	Azidität [mmol/L]
Feuchtgebietwasser 2	WW2/8	27.06.2001	295	37		1,48	-0,19
Wiesenbach	WIE1/4	06.12.2000	4	0	1	0,02	0,01
(Rohrauslass)	WIE1/5	01.02.2001	304	0	7	1,52	0,04
	WIE1/6	28.03.2001	255	0	34	1,28	0,17
	WIE1/7	22.05.2001	237	0	32	1,19	0,16
Hauptschacht-Auslauf	HS1/3	04.10.2000	331	158		1,66	-0,79
	HS1/4	06.12.2000	91	248		0,46	-1,24
	HS1/5	01.02.2001	425	87		2,13	-0,44
	HS1/6	28.03.2001	369	212		1,85	-1,06
	HS1/7	22.05.2001	300	280		1,5	-1,40

Das Probenvolumen für die Bestimmung des p- und m-Wertes lag bei allen Proben bei 25 ml.

Anlage XIX

Anlage XIX: Tabelle der Messwerte der Hauptkationen

Hauptkationen. nn: nicht nachweisbar, nb: nicht bestimmt

Probenpunkt	Probe	Datum	Ca ²⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Li ⁺ [mg/l]	Mn [mg/l]	Fe _{ges} [mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	147	24,0	17,3	2,6	nb	0,019	0,005
	WZ2/4	06.12.2000	138	21,0	16,3	1,8	0,1	0,001	nb
	WZ2/5	01.02.2001	138	20,9	15,3	2,5	nn	0,004	nn
	WZ2/6	28.03.2001	170	23,0	16,7	2,2	nn	0,003	nn
	WZ2/7	22.05.2001	170	21,0	13,1	0,9	nn	0,275	0,030
	WZ2/8	27.06.2001	175	23,0	19,2	2,4	0,06	0,006	0,018
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	146	22,0	17,5	2,8	nb	0,012	0,007
	WA1/4	06.12.2000	143	22,0	16,5	1,7	nb	0,004	nb
	WA1/5	01.02.2001	139	21,9	14,8	1,8	nn	0,003	nn
	WA1/6	28.03.2001	170	22,0	16,1	1,5	nn	0,001	nn
	WA1/7	22.05.2001	160	23,0	17,3	0,4	nn	0,006	0,017
	WA1/8	27.06.2001	180	24,0	19,2	0,6	nn	0,008	0,03
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	146	22,0	17,5	2,8	nb	0,124	0,011
	WW1/4	06.12.2000	137	22,0	15,4	1,9	nb	0,419	nb
	WW1/5	01.02.2001	135	21,1	15,3	2,1	nn	0,061	nn
	WW1/6	28.03.2001	170	23,0	17,3	2,5	nn	0,058	nn
	WW1/7	22.05.2001	150	18,0	16,9	1,4	nn	0,113	0,016
	WW1/8	27.06.2001	170	23,0	18,9	2,2	nn	0,118	0,033
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	139	22,0	16,2	2,3	nb	0,083	nb
	WW2/5	01.02.2001	136	21,3	15,0	2,1	nn	0,044	nn

Anlage XIX

Probenpunkt	Probe	Datum	Ca ²⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Li ⁺ [mg/l]	Mn [mg/l]	Fe _{ges} [mg/l]
Feuchtgebietwasser 2	WW2/6	28.03.2001	180	24,0	17,3	1,9	nn	0,031	nn
	WW2/7	22.05.2001	160	18,0	16,8	0,5	nn	0,080	0,03
	WW2/8	27.06.2001	180	23,0	19,3	1,0	nn	0,123	0,136
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/4	06.12.2000	126	22,0	16,5	2,0	nb	0,354	nb
	WIE1/5	01.02.2001	126	23,9	16,6	2,2	0,05	0,657	0,051
	WIE1/6	28.03.2001	150	24,0	19,0	1,5	nn	0,689	nn
	WIE1/7	22.05.2001	120	22,0	19,1	1,2	0,06	0,561	0,033
	WIE1/8	27.06.2001	135	24,0	19,8	2,2	nn	0,224	0,034
Hauptschachtauslauf	HS1/3	04.10.2000	134	28,0	15,0	2,7	0,10	7,040	23,7
	HS1/4	06.12.2000	135	28,0	14,7	1,9	nb	5,988	nb
	HS1/5	01.02.2001	144	28,5	14,8	2,5	nn	9,690	13,8
	HS1/6	28.03.2001	170	29,0	16,0	3,0	nn	10,500	25
	HS1/7	22.05.2001	130	30,0	14,9	3,1	0,08	8,150	26,4
	HS1/8	27.06.2001	170	30,0	15,9	2,4	0,07	8,460	19,2
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	170	27,0	16,5	1,7	nn	0,247	0,069
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	175	23,0	19,0	8,4	nn	0,017	0,045
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	145	23,0	18,1	2,2	0,06	0,047	0,03
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	120	22,0	17,7	2,1	0,07	0,288	0,133

Anlage XIX

Hauptanionen. nn: nicht nachweisbar

Probenpunkt	Probe	Datum	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	F ⁻ [mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	19,2	390	81	nn	4,9
	WZ2/4	06.12.2000	20,3	351	5	nn	4,7
	WZ2/5	01.02.2001	19,2	364	67	nn	4,6
	WZ2/6	28.03.2001	20,4	380	77	1,7	4,9
	WZ2/7	22.05.2001	23,0	350	74	nn	5,4
	WZ2/8	27.06.2001	23,0	330	76	nn	5,1
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	19,8	380	97	nn	5,0
	WA1/4	06.12.2000	21,0	365	7	nn	2,3
	WA1/5	01.02.2001	18,2	363	68	nn	4,1
	WA1/6	28.03.2001	18,7	360	71	nn	5,1
	WA1/7	22.05.2001	21,0	370	81	nn	5,3
	WA1/8	27.06.2001	21,9	350	93	nn	5,2
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	19,4	380	70	nn	5,1
	WW1/4	06.12.2000	20,0	350	13	nn	4,8
	WW1/5	01.02.2001	19,1	360	60	nn	4,4
	WW1/6	28.03.2001	20,3	380	70	0,6	5,1
	WW1/7	22.05.2001	23,0	350	71	nn	5,3
	WW1/8	27.06.2001	23,6	330	13	nn	5,2
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	20,0	349	10	nn	4,9
	WW2/5	01.02.2001	18,6	360	61	nn	4,2
	WW2/6	28.03.2001	19,7	380	70	nn	5,2
	WW2/7	22.05.2001	22,0	360	75	nn	5,4
	WW2/8	27.06.2001	22,3	340	90	nn	5,2
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/4	06.12.2000	19,1	348	1	nn	7,0
	WIE1/5	01.02.2001	20,0	330	93	nn	5,6

Anlage XIX

Probenpunkt	Probe	Datum	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	F ⁻ [mg/l]
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/6	28.03.2001	22,0	320	78	nn	7,1
	WIE1/7	22.05.2001	23,0	290	72	nn	6,5
	WIE1/8	27.06.2001	23,1	285	40	nn	6,2
Hauptschachtauslauf	HS1/3	04.10.2000	18,7	390	101	nn	7,3
	HS1/4	06.12.2000	18,0	395	28	nn	7,7
	HS1/5	01.02.2001	18,5	414	130	nn	6,8
	HS1/6	28.03.2001	18,2	440	113	nn	9,0
	HS1/7	22.05.2001	18,0	400	92	nn	8,1
	HS1/8	27.06.2001	18,7	390	58	nn	8,3
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	22,4	380	174	nn	8,3
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	30,0	330	70	nn	5,0
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	22,9	300	101	nn	6,4
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	23,0	290	49	nn	6,2

Anlage XX

Anlage XX: Ionenbilanzen

alle Angaben in mmol(eq)/l, nn: nicht nachweisbar, nb: nicht bestimmt

	Probe - Feuchtgebietszulauf					
	WZ2/3	WZ2/4	WZ2/5	WZ2/6	WZ2/7	WZ2/8
Kationen						
Na ⁺	0,753	0,709	0,666	0,726	0,57	0,835
K ⁺	0,067	0,046	0,064	0,056	0,023	0,061
Ca ²⁺	7,335	6,886	6,886	8,483	8,483	8,733
Mg ²⁺	1,973	1,726	1,718	1,891	1,726	1,891
Fe _{ges}	0,0002	nb	nn	nn	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,0007	0	0,0001	0,0001	0,0100	0,0002
<i>Summe</i>	<i>10,128</i>	<i>9,368</i>	<i>9,334</i>	<i>11,156</i>	<i>10,813</i>	<i>11,521</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,13	0,09	0,75	1,256	1,205	1,251
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	0,027	nn	nn
SO ₄ ²⁻	8,112	7,301	7,571	7,904	7,28	6,864
Cl ⁻	0,541	0,572	0,541	0,575	0,649	0,649
F ⁻	0,258	0,247	0,242	0,258	0,284	0,268
<i>Summe</i>	<i>10,041</i>	<i>8,211</i>	<i>9,105</i>	<i>10,02</i>	<i>9,418</i>	<i>9,031</i>
Fehler [%]	0,9	13,2	2,5	10,7	13,8	24,2

	Probe - Feuchtgebietsabfluss					
	WA1/3	WA1/4	WA1/5	WA1/6	WA1/7	WA1/8
Kationen						
Na ⁺	0,761	0,067	0,644	0,700	0,753	0,835
K ⁺	0,072	0,044	0,046	0,038	0,010	0,015
Ca ²⁺	7,285	7,136	6,936	8,483	7,984	8,982
Mg ²⁺	1,808	1,808	1,800	1,808	1,891	1,973
Fe _{ges}	0,0003	nb	nn	nn	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0003
<i>Summe</i>	<i>9,927</i>	<i>9,706</i>	<i>9,426</i>	<i>11,030</i>	<i>10,638</i>	<i>11,807</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,591	0,115	1,110	1,170	1,331	1,526
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	7,904	7,592	7,550	7,488	7,696	7,280
Cl ⁻	0,558	0,592	0,513	0,527	0,592	0,618
F ⁻	0,263	0,121	0,216	0,268	0,279	0,274
<i>Summe</i>	<i>10,316</i>	<i>8,420</i>	<i>9,390</i>	<i>9,464</i>	<i>9,898</i>	<i>9,697</i>
Fehler [%]	-3,8	14,2	0,4	15,3	7,2	19,6

Anlage XX

Probe - Feuchtgebietswasser 1						
	WW1/3	WW1/4	WW1/5	WW1/6	WW1/7	WW1/8
Kationen						
Na ⁺	0,761	0,670	0,666	0,753	0,735	0,822
K ⁺	0,072	0,049	0,054	0,064	0,036	0,056
Ca ²⁺	7,285	6,836	6,737	8,483	7,485	8,483
Mg ²⁺	1,808	1,808	1,734	1,891	1,480	1,891
Fe _{ges}	0,0004	nb	nn	nn	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,005	0,015	0,002	0,002	0,004	0,004
<i>Summe</i>	<i>9,932</i>	<i>9,378</i>	<i>9,192</i>	<i>11,192</i>	<i>9,74</i>	<i>11,258</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,140	0,215	0,985	1,150	1,160	0,205
NO ₃ ⁻	nn	nn	0,010	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	7,904	7,280	7,488	7,904	7,280	6,864
Cl ⁻	0,547	0,564	0,539	0,572	0,649	0,666
F ⁻	0,268	0,252	0,231	0,268	0,279	0,274
<i>Summe</i>	<i>9,86</i>	<i>8,312</i>	<i>9,243</i>	<i>9,905</i>	<i>9,368</i>	<i>8,008</i>
Fehler [%]	0,7	12,1	-0,6	12,2	3,9	33,7

Probe - Feuchtgebietswasser 2					
	WW2/4	WW2/5	WW2/6	WW2/7	WW2/8
Kationen					
Na ⁺	0,705	0,653	0,753	0,731	0,840
K ⁺	0,059	0,054	0,049	0,013	0,026
Ca ²⁺	6,936	6,786	8,982	7,984	8,982
Mg ²⁺	1,808	1,751	1,973	1,480	1,891
Fe _{ges}	nb	nn	nn	0,001	0,005
Mn ²⁺	0,003	0,002	0,001	0,003	0,004
<i>Summe</i>	<i>9,511</i>	<i>9,245</i>	<i>11,757</i>	<i>10,211</i>	<i>11,747</i>
Anionen					
HCO ₃ ⁻	0,160	1,005	1,150	1,230	1,476
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	7,259	7,488	7,904	7,488	7,072
Cl ⁻	0,564	0,525	0,556	0,620	0,629
F ⁻	0,258	0,221	0,274	0,284	0,274
<i>Summe</i>	<i>8,241</i>	<i>9,239</i>	<i>9,884</i>	<i>9,623</i>	<i>9,45</i>
Fehler [%]	14,3	0,1	17,3	5,9	21,7

Anlage XX

Probe - Wiesenbach					
	WIE2/4	WIE2/5	WIE2/6	WIE2/7	WIE2/8
Kationen					
Na ⁺	0,718	0,722	0,827	0,831	0,861
K ⁺	0,051	0,056	0,038	0,031	0,056
Ca ²⁺	6,287	6,287	7,485	5,988	6,737
Mg ²⁺	1,808	1,965	1,973	1,808	1,973
Fe _{ges}	nb	0,002	nn	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,013	0,024	0,025	0,020	0,008
<i>Summe</i>	<i>8,878</i>	<i>9,056</i>	<i>10,348</i>	<i>8,68</i>	<i>9,636</i>
Anionen					
HCO ₃ ⁻	0,02	1,521	1,276	1,185	0,656
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	7,238	6,864	6,656	6,032	5,928
Cl ⁻	0,539	0,564	0,62	0,649	0,651
F ⁻	0,368	0,295	0,373	0,342	0,326
<i>Summe</i>	<i>8,165</i>	<i>9,243</i>	<i>8,925</i>	<i>8,208</i>	<i>7,562</i>
Fehler [%]	8,4	-2	14,8	5,6	24,1

Probe - Hauptschacht						
	HS1/3	HS1/4	HS1/5	HS1/6	HS1/7	HS1/8
Kationen						
Na ⁺	0,653	0,639	0,644	0,696	0,648	0,692
K ⁺	0,069	0,049	0,064	0,077	0,079	0,061
Ca ²⁺	6,687	6,737	7,186	8,483	6,487	8,483
Mg ²⁺	2,302	2,302	2,343	2,384	2,466	2,466
Fe _{ges}	0,848	nb	0,494	0,895	0,945	0,687
Mn ²⁺	0,256	0,218	0,353	0,382	0,297	0,308
<i>Summe</i>	<i>10,815</i>	<i>9,944</i>	<i>11,083</i>	<i>12,917</i>	<i>10,922</i>	<i>12,697</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,656	0,455	2,126	1,846	1,501	0,95
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	8,112	8,216	8,611	9,152	8,32	8,112
Cl ⁻	0,527	0,508	0,522	0,513	0,508	0,527
F ⁻	0,384	0,405	0,358	0,473	0,426	0,437
<i>Summe</i>	<i>10,679</i>	<i>9,584</i>	<i>11,616</i>	<i>11,984</i>	<i>10,754</i>	<i>10,026</i>
Fehler [%]	1,3	3,7	-4,7	7,5	1,6	23,5

Anlage XX

	Probe - Komplettprobenahme			
	S2/8	P8/8	Rö1/8	T1/8
Kationen				
Na ⁺	0,718	0,827	0,787	0,77
K ⁺	0,044	0,215	0,056	0,054
Ca ²⁺	8,483	8,733	7,236	5,988
Mg ²⁺	2,219	1,891	1,891	1,808
Fe _{ges}	0,002	0,002	0,001	0,005
Mn ²⁺	0,009	0,001	0,002	0,01
<i>Summe</i>	<i>11,475</i>	<i>11,667</i>	<i>9,973</i>	<i>8,635</i>
Anionen				
HCO ₃ ⁻	2,851	1,15	1,651	0,8
NO ₃ ⁻	nn	nn	nn	nn
SO ₄ ²⁻	7,904	6,864	6,24	6,032
Cl ⁻	0,632	0,846	0,646	0,649
F ⁻	0,437	0,263	0,337	0,326
<i>Summe</i>	<i>11,823</i>	<i>9,123</i>	<i>8,873</i>	<i>7,807</i>
Fehler [%]	-3	24,5	11,7	10,1

Anlage XXI: Tabelle des Na/K- und Na/Cl-Verhältnis

Probenpunkt	Probe	Na/K-Verhältnis	Na/Cl-Verhältnis
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	7	1
	WZ2/4	9	1
	WZ2/5	6	1
	WZ2/6	8	1
	WZ2/7	15	1
	WZ2/8	8	1
Feuchtgebietablauf	WA1/3	6	1
	WA1/4	10	1
	WA1/5	8	1
	WA1/6	11	1
	WA1/7	43	1
	WA1/8	32	1
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	6	1
	WW1/4	8	1
	WW1/5	7	1
	WW1/6	7	1
	WW1/7	12	1
	WW1/8	9	1
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	7	1
	WW2/5	7	1
	WW2/6	9	1
	WW2/7	34	1
	WW2/8	19	1
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/4	8	1
	WIE1/5	8	1
	WIE1/6	13	1
	WIE1/7	16	1
	WIE1/8	9	1
Hauptschacht-Auslauf	HS1/3	6	1
	HS1/4	8	1
	HS1/5	6	1
	HS1/6	5	1
	HS1/7	5	1
	HS1/8	7	1
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	10	1
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	2	1
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	8	1
Sedimentationsteich	T1/8		

Anlage XXII

Anlage XXII: Tabelle der Messwerte der Schwermetallgehalte sowie Al und As

alle Angaben im µg/l, nn: nicht nachweisbar, nb: nicht bestimmt

Probe	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	Ga	As	Ag	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba
WZ2/3 _f	5	19	10,1	nn	9,1	153	nn	3,2	nb	nn	1,44	nb	253	nn	nb	nb	38,4
WZ2/4 _f	nb	0,5	1,6	5,2	nb	nb	0,46	8	<0,1	1,9	<1	2,8	244	<1	<0,1	<0,1	4,2
WZ2/5 _f	nn	4,11	4,71	nn	10,3	183	nn	2,58	nb	1	nn	nb	230	nn	nn	nn	15,7
WZ2/6 _f	nn	3,04	6,77	29,2	10,9	149	0,27	11,4	nb	1,8	nn	nb	251	nn	nn	nn	18,4
WZ2/7 _f	30	275	2,3	16	14,3	99,6	nn	nn	nb	nn	nn	nb	207	nn	nn	nn	10,1
WZ2/8 _f	18	6,3	1,3	14,4	10,6	155	nn	2,3	nb	nn	nn	nb	215	nn	nn	nn	13,9
WA1/3 _f	7	11,9	8	nn	10,7	36,2	nn	2,3	nb	nn	3,06	nb	251	nn	nb	nb	43,5
WA1/4 _{uf}	nb	3,8	2,7	<2	nb	nb	0,43	7,5	<0,1	1,5	<1	2,4	243	<1	<0,1	<0,1	4,2
WA1/5 _f	nn	2,97	4,93	nn	nn	20,8	nn	2,07	nb	nn	nn	nb	235	nn	nn	nn	19,8
WA1/6 _f	nn	1,48	3,7	nn	nn	18,9	nn	2,6	nb	nn	nn	nb	246	nn	nn	nn	21,2
WA1/7 _f	17	6,3	1,1	nn	12,1	43,8	nn	1,4	nb	nn	nn	nb	245	nn	nn	nn	7,8
WA1/8 _f	30	8,2	1,8	nn	10,1	20,8	nn	3,4	nb	nn	nn	nb	234	nn	nn	nn	16,3
WW1/3 _f	11	124	9,3	nn	9,8	88,4	nn	1,8	nb	nn	5,46	nb	251	nn	nb	nb	48,2
WW1/4 _f	nb	419	5,6	2,9	nb	nb	0,65	8,1	<0,1	1,7	<1	2,6	245	<1	0,16	<0,1	4,4
WW1/5 _f	nn	60,6	5,89	nn	10,3	142	nn	2	nb	nn	nn	nb	230	nn	nn	nn	19,6
WW1/6 _f	nn	58,3	4,12	8,39	11	119	nn	2,72	nb	nn	nn	nb	248	nn	nn	nn	18,8
WW1/7 _f	16	113	2,5	17,7	11,6	128	nn	nn	nb	nn	nn	nb	213	nn	nn	nn	76,3
WW1/8 _f	33	118	2,9	10,8	11,1	128	nn	3	nb	nn	nn	nb	224	1,1	nn	nn	8,7
WW2/4 _{uf}	nb	82,9	3,8	<2	nb	nb	0,55	6,8	<0,1	<0,2	<1	2,5	239	<1	<0,1	0,16	3,8
WW2/5 _f	nn	43,8	4,7	nn	nn	27,5	nn	1,14	nb	nn	nn	nb	232	nn	nn	nn	17,9
WW2/6 _f	nn	31,3	3,98	11,36	nn	26,7	nn	2,8	nb	nn	nn	nb	246	nn	nn	nn	19,3
WW2/7 _f	30	80,4	2,3	20,9	13,3	45,9	nn	nn	nb	nn	nn	nb	229	nn	nn	nn	79,8

Anlage XXII

Probe	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	Ga	As	Ag	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba
WW2/8 _{uf}	136	123	30,3	61,3	11,3	55,1	21,5	24	nb	38	nn	nb	232	5,5	8,2	nn	28,2
WIE1/5 _f	51	657	13,8	nn	65,7	59,8	4,03	2,58	nb	78	nn	nb	277	nn	nn	nn	21,3
WIE1/6 _f	nn	689	10,8	18	72,1	66,4	2,5	3,05	nb	73	nn	nb	287	nn	nn	nn	27,6
WIE1/7 _f	33	561	14,1	nn	71,3	75,7	1,4	1,3	nb	74,2	nn	nb	241	nn	nn	nn	11,5
WIE1/8 _f	34	224	5,1	nn	73,3	105	nn	1,5	nb	71,7	nn	nb	230	nn	nn	nn	9,9
WIE1/4 _{uf}	nb	354	5	13,1	nb	nb	2,9	10,2	0,13	89,7	<1	11,1	255	<1	0,15	<0,1	7
WIE1/5 _{uf}	942	790	17,4	25,7	68,9	182	6,4	8,26	nb	100	nn	nb	284	nn	nn	nn	28,8
WIE1/6 _{uf}	809	794	15	20,7	73,1	155	4,69	5,48	nb	76	nn	nb	285	nn	nn	nn	27,4
WIE1/7 _{uf}	1024	718	10,9	37	65,7	256	4,2	5,7	nb	110	nn	nb	239	nn	nn	nn	115
WIE1/8 _{uf}	610	330	7,6	14,9	72,9	150	1,8	3,5	nb	89,9	29,8	nb	240	nn	nn	nn	11,6
HS1/3 _f	23700	7040	125	541	71,2	1690	100	25		493	nn		293	nn	nb	nb	39,3
HS1/4 _f	nb	5988	123	537	nb	nb	116	49,6	0,36	546	<1	11,2	312	<1	1,7	<0,1	13,7
HS1/5 _f	13800	9690	109	449	74,3	1860	93,9	22,3	nb	448	nn	nb	327	1,54	1,63	nn	21,8
HS1/6 _f	25000	10500	127	543	90,9	2310	110	36,9	nb	348	nn	nb	325	nn	1,97	nn	27,1
HS1/7 _f	26400	8150	133	665	79,4	2170	104	54	nb	749	nn		240	nn	nn	nn	22,3
HS1/8 _f	19200	8460	114	525	83,5	1630	100	13,1	nb	385	1,1		276	nn	nn	nn	14,6
HS1/3 _{uf}	30500	7200	129	572	72,6	2070	105	115		732	0,84		301	nn	nb	nb	41,7
HS1/4 _{uf}	nb	5932	121	533	nb	nb	114	107	0,3	661	<1	11	311	<1	2,4	<0,1	14
HS1/5 _{uf}	14380	9460	106	452	71,7	2080	94,1	61	nb	642	nn	nb	337	1,65	1,59	nn	28,5
HS1/6 _{uf}	29200	11000	126	556	86,4	2650	107	97,8	nb	484	nn	nb	330	nn	2,64	nn	33,5
HS1/7 _{uf}	29500	8140	130	660	78,3	2380	106	108	nb	961	nn		249	nn	nn	nn	15,3
HS1/8 _{uf}	24700	8580	113	565	86,6	2150	101	87	nb	632	nn	nb	276	1,1	nn	nn	14,2

Anlage XXII

Probe	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	Ga	As	Ag	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba
S2/8	69	247	3,1	11,4	nn	98,8	nn	4,5	nb	nn	nn	nb	279	3,8	nn	nn	11,4
P8/8	45	16,5	2,3	17,4	nn	149	nn	2	nb	nn	nn	nb	210	nn	nn	nn	8,5
Rö1/8	30	46,8	5,8	17,3	79	28,9	nn	1,8	nb	nn	nn	nb	273	nn	nn	nn	23,9
T1/8	133	288	6,1	12,8	72	105	nn	1,8	nb	69,8	nn	nb	225	nn	nn	nn	9,1

Anlage XXIII: Tabelle der Messwerte der Lanthanoide

alle Angaben in µg/l, nn: nicht nachweisbar, nb: nicht bestimmt

Probe	Y	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Gd	Dy	Er	Yb
WZ2/3 _f	nn	1	nn	0,1	0,4	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/4 _f	0,78	1,3	0,49	<0,1	0,52	0,12	0,13	<0,1	<0,1	<0,1
WZ2/5 _f	nb	nn	nn	0,12	0,31	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/6 _f	nb	nn	nn	nn	0,25	nn	0,1	nn	nb	nb
WZ2/7 _f	nn	0,5	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/8 _f	nn	0,8	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/3 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/4 _{uf}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WA1/5 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/6 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/7 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	0,1	nn	nn	nb	nb
WA1/8 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/3 _f	0,2	0,4	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/4 _f	0,15	0,81	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WW1/5 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/6 _f	nb	nn	nn	nn	0,12	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/7 _f	nn	0,5	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/8 _f	nn	0,4	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/4 _{uf}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WW2/5 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/6 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/7 _f	nn	0,9	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/8 _{uf}	nn	0,9	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/5 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/6 _f	nb	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/7 _f	nn	0,3	nn	0,1	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/8 _f	nn	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/4 _{uf}	0,23	0,27	0,45	<0,1	0,26	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WIE1/5 _{uf}	nb	nn	nn	0,11	0,29	0,1	0,13	nn	nb	nb
WIE1/6 _{uf}	nb	nn	nn	nn	0,16	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/7 _{uf}	nn	0,6	0,6	nn	0,3	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/8 _{uf}	nn	0,2	0,2	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
HS1/3 _f	1,2	0,7	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
HS1/4 _f	4	4,6	1,9	0,17	0,41	0,12	0,2	0,24	0,17	<0,1
HS1/5 _f	nb	1,86	1,29	0,12	0,3	nn	0,1	nn	nb	nb

Anlage XXIII

Probe	Y	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Gd	Dy	Er	Yb
HS1/6 _f	nb	5,19	2,36	0,22	0,72	nn	0,28	0,2	nb	nb
HS1/7 _f	5,9	4,9	4,7	0,5	1,6	0,1	0,5	0,3	nb	nb
HS1/8 _f	nb	0,5	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
HS1/3 _{uf}	9,7	9,3	14,4	1,7	6,5	1,2	2	1,3	nb	nb
HS1/4 _{uf}	10,4	10,1	17,3	1,9	8,1	1,7	2	1,6	0,72	0,4
HS1/5 _{uf}	nb	6,33	10,7	1,2	4,82	0,81	1,3	0,97	nb	nb
HS1/6 _{uf}	nb	12,3	18,9	2,26	9,12	1,78	2,41	1,62	nb	nb
HS1/7 _{uf}	11,3	10,8	17,1	1,9	7,7	1,5	2,5	1,5	nb	nb
HS1/8 _{uf}	9,7	10,2	15,1	1,8	6,7	1,3	1,8	1,3	nb	nb
S2/8	nn	0,3	0,2	nn	0,2	nn	nn	nn	nb	nb
P8/8	nn	0,6	0,2	0,1	0,3	nn	nn	nn	nb	nb
Rö1/8	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
T1/8	nn	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb