Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Stefan Scheidler

## Experimentelle Untersuchungen zur Grundwasserdynamik im Hang-/Talaquifer-System des St.Wilhelmer Talbaches (Südschwarzwald)

Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut Freiburg im Breisgau, Dezember 2002 Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Stefan Scheidler

## Experimentelle Untersuchungen zur Grundwasserdynamik im Hang-/Talaquifer-System des St.Wilhelmer Talbaches (Südschwarzwald)

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Koreferent: Dr. S. Uhlenbrook

Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut Freiburg im Breisgau, Dezember 2002

# Inhaltsverzeichnis

V	/erzeichnis der Abbildungen im Text	IV
V	Verzeichnis der Tabellen im Test	VI
V	Verzeichnis der Abbildungen im Anhang	VI
V	Verzeichnis der Tabellen im Anhang	VI
Z	Zusammenfassung	X
A	\bstract	XII
1	Einleitung	1
	1.1 Problemstellung	1
	1.2 Zielsetzung	2
2	2 Das Untersuchungsgebiet	3
	2.1 Geologie und Morphologie	4
	2.2 Klima und Hydrologie	6
	2.3 Lage und Position des Testfeldes	7
	2.4 Beschreibung des Testfeldes und dessen Eigenschaften	9
	2.5 Böden des Testfeldes	11
3	B Theoretische Grundlagen und Methodik	14
	3.1 Prozesse der Abflussbildung	14
	3.1.1 Horton´scher Oberflächenabfluß	15
	3.1.2 Sättigungsflächenabfluss	
	3.1.3 Matrixfließen	
	3.1.4 Makroporenfluss	16
	3.1.5 Groundwater Ridging	16
	3.1.6 Piston Flow-Effekt	16
	3.1.7 Hypodermischer Abfluss	16
	3.2 Ganglinienseparation	17
	3.2.1 Grundlagen der Ganglinienseparation	17
	3.2.1.1 Zwei-Komponenten-Separation	
	3.2.1.2 Drei-Komponenten-Separation	

3.3	Verwendete natürliche Tracer	
	3.3.1 Silikat	20
	3.3.2 Hauptionen	
	3.3.3 Stabile Isotope	23
3.4	Feldmethoden	
	3.4.1 Stichtagsbeprobung	
	3.4.2 Ereignisbeprobung	
3.5	Laboranalysen	
	3.5.1 Stabile Isotope	29
	3.5.2 Anionen und Kationen	30
	3.5.3 Silikatanalyse	30
	3.5.4 Fluoreszenztracer	
3.6	Markierversuch	32
	3.6.1 Zielsetzung	32
	3.6.2 Vorbereitung	
	3.6.3 Einspeisung und Beprobung	33
<b>4.</b> E	rgebnisse	35
4.1	Ergebnisse der Stichtagsbeprobung	35
	4.1.1 Witterungsverlauf	35
	4.1.2 Abflussgeschehen	37
	4.1.3 Räumliche und zeitliche Variabilität der Flurabstände	38
	4.1.4 Verlauf der hydrochemischen Parameter Temperatur, Leitfähigk	eit und pH-
	Wert	40
	4.1.4.1 Temperatur	40
	4.1.4.2 Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert	43
	4.1.4.3 Diskussion	44
	4.1.4.4 Fazit	45
	4.1.5 Verlauf der hydrochemischen Parameter Hauptionen und Silikat	45
	4.1.5.1 Anionen	
	4.1.5.2 Kationen	47
	4.1.5.3 Silikat	49
	4.1.5.4 Diskussion	50
	4.1.5.5 Fazit	51
	4.1.6 Räumliche Variabilität der hydrochemischen Parameter	51
	4.1.6.1 Diskussion	56
	4.1.6.2 Fazit	58
4.2	Ergebnisse der Ereignisbeprobung	59

4.2.1 Verlauf von Niederschlag und Abfluss	59
4.2.2 Verlauf der hydrochemischen Parameter	64
4.2.2.1 Silikat	64
4.2.2.2 Anionen	65
4.2.2.3 Kationen	68
4.2.2.4 Sauerstoff 18	70
4.2.2.5 Diskussion	72
4.2.2.6 Fazit	73
4.3 Ergebnisse der Ganglinienseparation	75
4.3.1 Grundwassermessstelle A4	75
4.3.2 Sättigungsfläche mit oberem und unterem Wehr	
4.3.2.1 Dreikomponentenseparation am unteren Wehr	81
4.3.2.2 Dreikomponentenseparation am oberen Wehr	
4.3.3 Quantifizierung und Bilanzierung der Abflusskomponenten	
4.3.7 Diskussion	
4.3.8 Fazit	91
4.4 Ergebnisse des Markierversuch	92
4.4.1 Diskussion	94
4.4.2 Fazit	95
5 Schlussfolgerung und Ausblick	96
6 Literaturverzeichnis	98
Anhang	A1-A13

# Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abb. 2.1: Lage des Untersuchungsgebiets im Bruggaeinzugsgebiet (oben) und Testfeld
(unten):
Abb. 2.2: Geologie des Bruggaeinzugsgebiets im Maßstab 1:50000 (aus: GLA 1981).:5
Abb. 2.3: Idealisierter Aufbau von periglazialen Deckschichten (UHLENBROOK 1999) 6
Abb. 2.4: Abflussregim der Dreisam, Brugga und St. Wilhelmer Talbachs
Abb. 2.5: Blick talaufwärts auf das Testfeld "Hintere Matte"
Abb. 2.6: Schematische Darstellung des Testfelds mit Lagebezeichnungen
Abb. 2.7: Schematisches Querprofil des gesamten Hangbereichs
(aus: Wenninger 2001)
Abb. 2.8: Überdeckung des Grundwasserleiters im Testgebiet "Hintere Matte
(aus: Wenninger 2001) 12
Abb. 2.9: Bodenprofil des Testfeldes mit Angabe der Feinbodenart und des Kiesanteils
(aus: WENNINGER 2001, leicht verändert) 13
Abb. 3.1: Modellvorstellungen der verschiedenen Abflussbildungsprozess
Abb. 3.2: Verteilung der APEG auf dem Testfeld
Abb. 3.3: Messanordnung im Bereich der Sättigungsfläche
Abb. 3.4: Sättigungsfläche vor und während der Abdeckung
Abb. 3.5: Schema der Uranineinspeisung
Abb. 4.1: Zusammenhang der Abflüsse von Brugga und St. Wilhelmer Talbach,
basierend auf den stündlichen Abflusswerten von 1995 bis 2000 sowie
Niederschlag (Katzensteig) und Abfluss (Brugga)
Abb. 4.2: Vergleich der Flurabstände der Traverse A (Die Absenkungen an GWMS A3
und A4 ab dem 18.7.2002 resultieren aufgrund der Probenentnahme
mittels APEG)
Abb. 4.3: Temperaturverläufe der GWMS entlang der Traverse A
Abb. 4.4: Verlauf von Niederschlag, Lufttemperatur und Wassertemperaturen. Die Geraden
zeigen eine Korrelation zwischen Lufttemperatur und Wassertemperatur. Die
eingezeichneten zeitlichen Abstände stellen eine Korrelation zwischen Niederschlag
und Wassertemperatur dar
Abb. 4.5: Leitfähigkeiten der Oberflächengewässer und Niederschlag der Station Katzensteig
während der Stichtagsbeprobung
Abb. 4.6: Hauptionen und Silikat der GWMS A1 während der Stichtagsbeprobung 46
Abb. 4.7: Hauptionen und Silikat der GWMS A4 während der Stichtagsbeprobung 47
Abb. 4.8: Hauptionen und Silikat des unteren Wehres während der Stichtagsbeprobung 48
Abb. 4.9: Hauptionen und Silikat des St. Wilhelmer St. Wilhelmer Talbachs während der
Stichtagsbeprobung

Abb. 4.10: Silikatkonzentrationen der GW	MS A4, C1, C2 des oberen und unteren Wehres
und dem St. Wilhelmer Talbach	
Abb. 4.11: Räumliche und zeitliche Variabil	ität des Sulfats53
Abb. 4.12: Räumliche und zeitliche Variabil	ität des Calciums55
Abb. 4.13: Räumliche und zeitliche Variabil	ität des Silikats55
Abb. 4.14: Vergleich der Hauptionen und Si	likat an den GWMS A4, C1, C2 sowie der
Oberflächengewässer Wehr oben (We	), Wehr unten (Wu) und St. Wilhelmer Talbach
(TB)	
Abb. 4.15: Verlauf von Abfluss und Nieders	chlag während der Ereignisbeprobung. Es ist
sowohl der Niederschlag der Klimast	ation Katzensteig wie auch der Niederschlag des
eigenen APEG aufgezeichnet. Die A	bflüsse beziehen sich dabei auf die Brugga am
Pegel Oberried	
Abb. 4.16: Zeitlicher Verlauf der Anionenko	nzentrationen Chlorid, Nitrat und Sulfat im
Niederschlag während der Ereignisbep	robung61
Abb. 4.17: Zeitlicher Verlauf der Kationen N	Jatrium, Kalium, Magnesium und Calcium im
Niederschlag während der Ereignisbep	robung62
Abb. 4.18: Zeitlicher Verlauf des Deuterium	gehalts im Niederschlag während der
Ereignisbeprobung.	
Abb. 4.19: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoff	18 im Niederschlag während der
Ereignisbeprobung.	
Abb. 4.20: Ganglinien der Anionen und des	Silikats der GWMS A3 während der
Ereignisbeprobung.	
Abb. 4.21: Ganglinien der Anionen und des	Silikats der GWMS A4 während der
Ereignisbeprobung.	
Abb. 4.22: Ganglinien der Anionen und des	Silikats des oberen Wehrs während der
Ereignisbeprobung.	
Abb. 4.23: Ganglinien der Anionen und des	Silikats des unteren Wehrs während der
Ereignisbeprobung	
Abb. 4.24: Ganglinien der Anionen und des	Silikats des Talbaches während der
Ereignisbeprobung	
Abb. 4.25: Ganglinien der Kationen der GW	MS A3 während der Ereignisbeprobung69
Abb. 4.26: Ganglinien der Kationen der GW	MS A4 während der Ereignisbeprobung69
Abb.4.27: Ganglinie der Kationen des obereit	n Wehres während der Ereignisbeprobung69
Abb.4.28: Ganglinie der Kationen des untere	en Wehres während der Ereignisbeprobung70
Abb. 4.29: Ganglinien der Kationen des Tall	bachs während der Ereignisbeprobung70
Abb. 4.30: Verlauf des Sauerstoff-18 Gehalt	es des oberen und unteren Wehrs während des
Ereignisses	71
Abb. 4.31: Verlauf des Sauerstoff 18 gehalte	s der GWMS A4 während des Ereignisses71
Abb. 4.32: Zeitlicher Verlauf des Tracers Sil	ikat für die Ereignisbeprobung an der GWMS

Abb. 4.33: Zeitlicher Verlauf des Tracers Sauerstoff 18 für die Ereignisbeprobung an der GWMS A4......76 Abb. 4.34: Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff-18 für die Dreikomponententrennung der Grundwassermessstelle A4. Die Pfeile stellen die Abb. 4.35: Dreikomponentenseparation der GWMS A4in relativer Darstellung......78 Abb. 4.36: Mischungsanteile der GWMS A4 für Minima und Maxima der end member Konzentrationen. In der Tabelle sind die verwendeten end-member-Konzentrationen Abb. 4.37: Zeitlicher Verlauf des Tracers Silikat für die Ereignisbeprobung des unteren Abb. 4.38: Zeitlicher Verlauf des Tracers Sauerstoff 18 für die Ereignisbeprobung des unteren Abb. 4.39:..... Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff-18 für die Abb. 4.42: Mischungsanteile des unteren Wehrs für Minima und Maxima der end member Abb. 4.43: Abflusskomponententrennung des unteren Wehrs mit Minima und Maxima der Abb. 4.44: Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff 18 für die Abb. 4.46: Mischungsanteile des oberen Wehrs für Minima und Maxima der end member Abb. 4.47: Zeitlicher Abflussverlauf des Basisabflusses am unteren Wehr in Bezug auf den Niederschlag und die Standrohrspiegelhöhen der GWMS A1 bis A4. ..... 89 Abb. 4.48: ...... Verlauf der Uraninkonzentrationen an der GWMS B3, B4 und B5 sowie die Ganglinie der Flurabstände an den GWMS A2 und B3......93 Abb. 4.49:..... Messanordnung während des Markierversuchs und ermittelte Fliesswege. Die Abb. 4.50: Vergleich der GWMS A2 mit der GWMS B3......95

VI

# Verzeichnis der Tabellen im Text

Tab. 3.1: Fehlerbetrachtung der Hauptionenanalyse	.30
Tab. 3.2: Fehlerbetrachtung der Silikatmessung	.31
Tab. 4.1: Hauptcharakteristika der Zwölf Grundwassermessstellen. Dargestellt sind die	
Absolutwerte der Messperioden von September bis Dezember 2001 (in blau) sowie	von
April bis Juli 2002 (in grün). Ferner kann die Differenz der beiden Zeiträume	
entnommen werden	.37
Tab. 4.2: Ergebnisse der Dreikomponentenseparationen für das obere und untere Wehr sow	wie
die GWMS A4	.86
Tab. 4.3: Bilanzierung des Sättigungsflächenabfluss	.86

# Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tab. A1: Vergleich der Pumpversuche der ersten Messkampagne von WENNINGER (2001	)
mit den aktuell durchgeführten Pumpversuchen	A1
Tab. A2: Vergleich Klimarelevanter Daten Freiburg – Feldberg	A1
Tab. A3: Wassertemperaturen der GWMS und Oberflächengewässer	A2

# Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

A2
A3
A3
A3
A4
A4
A4
A5
A5
A5
A6
A6
A6
A7

Abb. A15:	Wehr oben Stichtagsbeprobung	A7
Abb. A16	Räumliche und zeitliche Variabilität des Chlorids	A7
Abb. A17	Räumliche und zeitliche Variabilität des Nitrats	A8
Abb. A18:	Räumliche und zeitliche Variabilität des Magnesiums	A8
Abb. A19	Räumliche und zeitliche Variabilität des Kaliums	A8
Abb. A20:	Räumliche und zeitliche Variabilität des Natriums	A9
Abb. A21:	Ereignisbeprobung Silikat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten und	1
	Talbach sowie Leitfähigkeit am oberen und unteren Wehr.	A9
Abb. A21:	Ereignisbeprobung: Chlorid an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr	
	unten, Talbach und im Niederschlag	A9
Abb. A22:	Ereignisbeprobung: Sulfat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten,	
	Talbach und im Niederschlag	10
Abb. A23	Ereignisbeprobung: Nirat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten,	
	Talbach und im Niederschlag	10
Abb. A24	Ereignisbeprobung: Natrium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten,	
	Talbach und im Niederschlag	10
Abb. A25	Ereignisbeprobung: Kalium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten,	
	Talbach und im Niederschlag A	11
Abb. A26	Ereignisbeprobung: Magnesium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unt	en,
	Talbach und im Niederschlag A	11
Abb. A27	Ereignisbeprobung: Calcium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten,	
	Talbach und im Niederschlag	11
Abb. A28	Vergleich der GWMS A2 und B4 im Hinblick auf die räumliche	
	Variabilität A	12
Abb. A29	Vergleich der GWMS A2 und B5 im Hinblick auf die räumliche	
	Variabilität A	12
Abb. A30	Vergleich der GWMS B4 und B5 im Hinblick auf die räumliche	
	Variabilität A	13
Abb. A31:	Vergleich der GWMS A3 und B4 im Hinblick auf die räumliche	
	Variabilität	13

# Abkürzungen und Symbole

[l/s]	Q
	DFG
[m/s]	$\mathbf{k}_{\mathbf{f}}$
[km²]	EZG
[µS/cm]	LF
	GLA
	GW
	GWLOBF
	GWOB
	GWMS
[m]	m ü. NN
[m³/s]	MQ
	pН
	[l/s] [m/s] [km <sup>2</sup> ] [μS/cm] [m] [m <sup>3</sup> /s]

### ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des DFG-Bündelprojektes "Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung wird versucht, Abflussbildungsprozesse besser zu verstehen, um verbesserte, prozessorientierte Modellierungen durchführen zu können. Dafür sollen in dieser Arbeit mit Hilfe von experimentellen Untersuchungen grundlegende Aussagen über die Dynamik des Grundwassers im Bereich von Feuchtflächen getroffen werden. Ein weiterer Punkt ist die Dynamik des Hanggrundwassers am Hangfuß und in der Talaue.

Dabei muss die hydrochemische Signatur der oberirdischen und oberflächennahen unterirdischen Abflusskomponenten in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität untersucht werden.

Die experimentellen Untersuchungen wurden auf ein Messfeld im Einzugsgebiet des St. Wilhelmer Talbachs beschränkt. Der geologische Untergrund ist in diesem Bereich von Gneisen und Diatexiten des kristallinen Grundgebirges geprägt. Diesen lagern zum Teil mehrere Meter mächtige Schuttdecken der Würmeiszeit auf. Diese stellen das Nährgebiet für den untersuchten Aquifer der Talaue dar. Die Talaue besteht aus Talsedimenten mit unterschiedlichen Mächtigkeiten und unterschiedlichen hydraulischen Durchlässigkeiten. Dabei besitzt die aufliegende Schicht im Vergleich zu darunter liegenden Schichten die geringsten hydraulischen Durchlässigkeiten. Dies verifiziert die Hypothese zeitweise gespannter Verhältnisse im Aquifer.

Zur Untersuchung des Porenwasserdrucks wurden kapazitiv messende Sonden in zwölf Grundwassermessstellen (GWMS) eingesetzt. Eine Sättigungsfläche wurde mit zwei Überfallmesswehren zur Quantifizierung des Abflusses ausgestattet. Zeitgleich begann eine Routinebeprobung, bei der an allen GWMS sowie an vier Oberflächengewässern Hauptionen, Silikat, Leitfähigkeit und pH-Wert bestimmt wurden.

Anhand der hydrochemischen Parameter Silikat, Sulfat und Calcium konnten räumliche Abfolgen ausgewiesen werden. Beim Silikat lag ein Konzentrationsanstieg in traversaler Richtung von der GWMS A1 bis zur Feuchtflächennahen Messstelle A4 um 0,6 Milligramm pro Liter vor. Bei Calcium und Sulfat nahm die Konzentration entlang der Traverse ab. Dabei sanken die Calciumkonzentrationen von 18 auf sieben Milligramm pro Liter, die Sulfatkonzentrationen von circa sechs auf gut drei Milligramm pro Liter. Über den gesamten Zeitraum der Routinebeprobung gesehen, erwiesen sich die chemischen Parameter jedoch als sehr konstant, was auf gleichförmige Fließbewegungen am Hangfuß und in der Talaue schließen ließ. Es konnte ein separater, aufgrund höherer Wassertemperaturen vermutlich oberflächennaher Grundwasserkörper festgestellt werden, der den Quellbach sowie die hangnahe GWMS A1 speist.

Mitte Juli fand eine Intensivmesskampagne statt, die Schwankungen und Dynamik einzelner Ereignisse erfasste. Um den direkten Niederschlagseinfluss auf die Feuchtfläche auszuschalten, wurde die in das obere Wehr entwässernde Fläche von circa 165 Quadratmeter mit einer Gewebeplane abgedeckt. Die entnommenen Proben wurden zusätzlich auf die Isotopengehalte Deuterium und Sauerstoff-18 untersucht. Zeitgleich fand ein Markierversuch zur Erkundung von Fließzeiten, Fließwegen und Dispersion statt.

Die ermittelten Fließwege zeigten entgegen vorheriger Vorstellungen fast keine Tendenz in Richtung Vorfluter, sondern verliefen eher parallel zu diesem. Die maximale Fließgeschwindigkeit betrug circa 18,75 Meter pro Tag. In diesem Zusammenhang konnten für alle Hauptionen und Silikat – mit Ausnahme der zweiwertigen Kationen Magnesium und Calcium – eine Konzentrationszunahme mit dem Fließweg analysiert werden. Die Abnahme der Erdalkalikonzentrationen lag an den Bindungseigenschaften der Tonminerale im Boden.

Die Feuchtflächenbeprobung brachte ein überraschendes Ergebnis. Die Ionenkonzentrationen beider Wehre verhielten sich nahezu identisch. Verdünnungserscheinungen wurden auf schnelle interflow Prozesse über Makroporen zurückgeführt.

Auf Grundlage der Mess- und Analysewerte konnte für mehrere Messstellen eine Zweibeziehungsweise Dreikomponententrennung durchgeführt werden. Dabei bestätigte sich ein zusätzlicher Grundwasseranteil um circa 30 Prozent während des Ereignisses. Dieser konnte auf piston flow–Prozesse zurückgeführt werden.

Am oberen und unteren Wehr wurden nahezu die gleichen Direktabflussanteile separiert, so dass annähernd keine Reaktion der Feuchtfläche auf das Ereignis festzustellen war. Aufgrund einer Wasserbilanz wurde ein Abflussbeiwert von 0,63 für die Feuchtfläche errechnet. Das bedeutet, dass lediglich 63 Prozent des Niederschlagswasser direkt oberflächlich zum Abfluss kommt.

Durch diese Arbeit konnten vorangegangene Ergebnisse (WENNINGER 2002) zur Existenz eines piston flow Prozesses verifiziert werden. Darüber hinaus konnte das Prozessverständnis der Abflussbildung exemplarisch für den Bereich von Feuchtflächen verbessert werden.

## Abstract

In the context of the DFG-project "Runoff Generation Processes and Catchment Modelling" we try to better understand runoff generation processes in order to be able to develop improved, process-orientated models. This work uses experimental analysis to make fundamental statements about the dynamics of the groundwater in saturated areas. A further point is the dynamics of the slope groundwater at the slope foot and in floodplains.

The hydro chemical signature of the aboveground and underground runoff components near the surface in their spatial and temporal variability must be examined.

For the investigation of the pore water pressure we put capacity measuring probes into twelve groundwater-measuring points (GWMS). A saturation surface was equipped with two gauging weirs to quantify the discharge. At the same time began a routine probing to determine main ions, silicate, conductivity and pH value at all GWMS as well as at four surface waters.

On the basis of the hydro chemical parameters silicate, sulphate and calcium we could prove spatial successions. The silicate showed a concentration rise around 0,6 milligram per litre in traversing direction of the GWMS A1 up to measuring point A4 close to saturated surface. The concentration of Calcium and sulphate decreased along the traverse. The calcium concentrations decrease from 18 to seven milligram per litre, the sulphate concentrations from about six to almost three milligram per litre. However, looking at the entire period of the routine probing, the chemical parameters proved to be very constant, which suggested homogeneous flows at the slope foot and in the floodplain. A separate groundwater body could be determined, probably near the surface due to higher water temperatures, which feeds the spring brook as well as GWMS A1 close to the slope.

In the middle of July an intensive measuring campaign took place, which determined fluctuations and dynamics of individual events. In order to eliminate the direct influence of precipitation on the saturated surface, the surface draining into the upper weir of about 165 square meters was covered with a fabric tarpaulin. The taken samples were additionally examined for isotope deuterium and oxygen-18. At the same time a marking experiment took place to investigate flow times, flow ways and dispersion.

Contrary to previous conceptions the determined flow ways showed nearly no tendency towards the preflooder, but ran rather parallel to it. The maximum flow speed amounted to about 18.75 meters per day. In this context an increase in concentration of all major ions and silicates could be determined with the flow, with exception of the bivalent cat ions

magnesium and calcium. The reduction of the alkaline-earth concentrations was because of the binding characteristics of the clay minerals in the soil. The wet area probing brought a surprising result: The concentrations of ions in both weirs showed an almost identical behaviour. Dilution features were attributed to fast interflow processes over macro pores.

On basis of the measured values a two resp. three component separation for several measuring points could be accomplished. This confirmed an additional share of groundwater of about 30 per cent. This could be attributed to piston flow processes.

At the upper and lower weir almost the same direct runoff proportions were measured, so that almost no reaction of the saturated surface to the event could be determined. Using a water balance a runoff coefficient of 0.63 was calculated for the saturated area. That means that only 63 per cent of precipitation water runs off directly above ground.

Preceding results (WENNINGER 2002) could be verified by this work to the existence of a piston flow process. Beyond that the understanding of the process of the runoff generation could be improved exemplary for saturated areas.

#### **KEY WORDS:**

hillslope groundwater, piston flow, runoff processes, unconfinded and confined aquifer, hydrochemistry, geogene Tracers, Isotopes, two and three component hydrograph separation, interaction groundwater-surface water, artificial tracers.

## 1 **EINLEITUNG**

Bis vor wenigen Jahren wurde die Abflussbildung noch nach systemhydrologischem Verständnis betrachtet, sie wurde dafür üblicherweise in Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss eingeteilt. Diese Sichtweise reicht jedoch für viele Aufgabenstellungen nicht mehr aus. Insbesondere für Fragestellungen des Stofftransports und Stoffhaushalts sowie der Hochwasserentstehung mussten räumlich und zeitlich differenziertere Prozessvorstellungen gefunden werden. Entscheidende Erkenntnisse bei der Quantifizierung der einzelnen Abflussbildungsprozesse wurden durch eine Kombination von Tracermethoden mit Niederschlag-Abfluss-Modellen erzielt (UHLENBROOK 1999). Dabei ergab sich einerseits, dass Oberflächenabfluss auch von oberflächennahen (variablen) Sättigungsflächen stammen kann und dass sich andererseits altes Wasser aus dem Grundwasser der Talaue auf den ansteigenden Bereich der Hochwasserwelle konzentriert. Letzteres versucht die Hydrologie mit Hilfe neuer Modellvorstellungen wie piston flow und groundwater ridging zu erklären. Im Fall des piston flows spielen Druckübertragungsmechanismen über durchgängige und vernetzte Makroporen die entscheidende Rolle. Voraussetzung des groundwater ridging sind Böden mit großer Kappilarität (MENDEL 2000).

Die Diplomarbeit wurde im Rahmen des DFG-Verbundprojektes "Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung" durchgeführt. Dabei wird unter anderem mit experimentellen Methoden versucht, Abflussbildungsprozesse an einem Hang-/Talaquifersystem zu verstehen. Ziel dabei ist es, eine verbesserte prozessorientierte, physikalisch basierte Niederschags-Abfluss Modellierung zu erreichen.

#### 1.1 Problemstellung

Die genauen Prozesse der Abflussbildung in mesoskaligen Einzugsgebieten sind häufig unklar. Besonders in Hinblick auf die Hochwasserentstehung sind die schnellen Komponenten der Abflussbildung von Interesse. Die Prozesse, die zur Bildung der schnellen Abflusskomponenten führen sind jedoch schwer zu erfassen und teilweise recht umstritten. Um ein besseres Prozessverständnis der Abflussbildung in mesoskaligen Einzugsgebieten zu erhalten, wird im Rahmen des DFG-Bündelprojektes Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung" das Hang-/Talaquifer-System des St. Wilhelmer Talbachs experimentell untersucht.

Zur Erfassung der zeitlich variablen Grundwasseroberfläche wurde ein Messfeld eingerichtet, das mit automatischen Sonden zur Wasserstands und Temperaturmessung ausgestattet wurde. Zudem wurden umfangreiche Bodensondierungen durchgeführt (WENNINGER 2001). Auf Basis der durchgeführten Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass selbst während kurzer Niederschlagsereignisse lokal gespannte Grundwasserverhältnisse entstehen. Diese dehnen sich bei hinreichender Niederschlagsdauer und Intensität auf den ganzen Talaquifer vom Hangfuß bis zum Talbach aus. Das Grundwasser wird dann dem Talgerinne und den gerinnenahen Feuchtflächen schnell zugeführt. Dabei wird angenommen, dass die beteiligten Abflussbildungsprozesse zum Teil auf Piston Flow-Effekte zurückzuführen sind.

#### 1.2 Zielsetzung

Die experimentellen Untersuchungen wurden auf ein schon vorhandenes Messfeld im Einzugsgebiet des St. Wilhelmer Talbachs beschränkt. Aufbauend auf den bisherigen Erkenntnissen sollen die Abflussbildungsprozesse im Bereich des St. Wilhelmer Talbachs - Südschwarzwald, genauer untersucht werden, die nach wie vor nicht befriedigend erfasst sind. Das Messfeld wird dafür wieder eingerichtet und in Betrieb genommen, zum Teil erweitert und optimiert. Anhand von Pumpversuchen werden alle GWMS auf ihre hydraulische Anbindung an den Aquifer überprüft und anschließend mit kapazitiv messenden Sonden zur Aufzeichnung von Wasserstand und Temperatur ausgestattet. Diese räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Daten dienen zur Untersuchung der Druckwellenausbreitung. Anhand einer zwölfwöchigen Stichtagsbeprobung sollten längerfristige Trends und räumliche Abfolgen untersucht werden. Dazu wurden an allen GWMS sowie an vier Oberflächengewässern Wasserproben genommen. Diese wurden später im Labor auf die sogenannten Hauptionen und Silikat analysiert. *In situ* wurden ebenfalls an allen Messstellen die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert gemessen.

Mit einer Intensivmesskampagne sollten Niederschlagsereignisse zeitlich hoch aufgelöst erfasst werden und deren Auswirkungen auf Hydrochemie und Dynamik des Hang-Talauenaquifers sowie auf die Feuchtfläche näher erkundet werden. Da der Feuchtfläche ein besonderes Interesse galt, wurde ein Teilgebiet von ihr mit einer Plane abgedeckt und dieses mit einem zusätzlichen Messwehr ausgestattet. Damit sollte der Unterschied zwischen Niederschlagsbeeinflusster und –unbeeinflusster Feuchtfläche herausgestellt werden.

Zudem sollte mit einem Markierversuch Fließwege, Fließzeiten und Dispersion ermittelt werden.

# **2** UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die experimentellen Untersuchungen fanden im St. Wilhelmer Tal im Brugga-Einzugsgebiet (EZG) statt (vgl. Abb.2.1). Dieses liegt im südwestlichen Teil des kristallinen Schwarzwalds.



Abb. 2.1: Lage des Untersuchungsgebiets im Bruggaeinzugsgebiet (oben) und Testfeld (unten).

Die Höhendifferenz zwischen dem höchsten und tiefsten Punkt, dem Feldberggipfel mit 1493 Meter über Normalnull (m ü. NN) und dem Gebietsauslass am Pegel Oberried (434 m ü. NN), beträgt 1059 Meter. Die mittlere Höhe beträgt 986 m ü. NN. Morphologisch charakteristisch ist das steile rhenanische Relief mit einer mittleren Hangneigung von 17,5°. Dreiviertel der Fläche sind von steilen Hangbereichen geprägt; die restlichen Flächen fallen auf kuppig verflachte Hochlagen (20 Prozent) sowie schwach entwickelten Talböden mit geringer Neigung (fünf Prozent). Das Gebiet ist zu circa 75 Prozent mit Wald bedeckt, der verbleibende Teil entfällt auf Grünland, Siedlungen (Oberried, Hofsgrund und St. Wilhelm) und vereinzelte Gehöfte.

#### 2.1 Geologie und Morphologie

Der Schwarzwald ist eine deutsche Mittelgebirgslandschaft und durch Landhebungen entstanden, die im Tertiär einsetzten und bis ins Quartär andauerten. Ursprünglich horizontal abgelagerte Schichten des Mesozoikums wurden gekippt und unterlagen starken Abtragungserscheinungen. Das Deckgebirge wurde nahezu vollständig erodiert, wodurch das kristalline Grundgebirge - eine Gneis-Anatexit-Masse - freigelegt wurde. In diesem Bereich liegt auch das Brugga-Einzugsgebiet. Durch die homogene Beschaffenheit der Gneise herrschen auf Höhen kuppige Geländeformen vor. Gleichzeitig sind in das kristalline Grundgebirge sehr tiefe Schluchten eingeschnitten (GEYER & GWINNER 1991).

Neben Gneisen treten hauptsächlich Diatexite auf, die vereinzelt durch Erzgänge, Gangporphyre und Amphibolite unterbrochen werden. Im Teileinzugsgebiet des St. Wilhelmer Talbachs stehen überwiegend Orthogneise an (siehe Abb.2.2). Variscische Intrusionen führten hier zur Entstehung von Gangporphyren. Trotz des Vorkommens unterschiedlicher Gesteine kann das Grundgebirge als hydrogeologische Einheit angesehen werden, für die ein mehr oder weniger homogenes Kluftnetz angenommen wird. Die Durchlässigkeiten liegen zwischen 10<sup>-10</sup> und 10<sup>-5</sup> Meter pro Sekunde und sind als Hauptfließwege des Wassers anzusehen. Der Basisabfluss bildet sich aus dem kristallinen Kluftgrundwasser sowie aus Wasser tieferer Zonen der Schuttdecken (LINDENLAUB 1998).

Im gesamten Brugga Einzugsgebiet finden sich auch Merkmale einer glazialen Überformung. Besonders im St.Wilhelmer Tal, lassen sich Bereiche mit Moränenmaterial ausmachen. Entlang des St.Wilhelmer Talbachs haben sich partiell Talauen mit einer holozänen Talfüllung gebildet.



Abb. 2.2: Geologie des Bruggaeinzugsgebiets im Maßstab 1:50000 (aus: GLA 1981).

In den nicht vom Eis bedeckten Bereichen kam es zur Ausbildung unterschiedlich mächtiger periglazialer Schuttdecken, die das kristalline Grundgebirge überlagern.

Für die Abflussdynamik sind die periglazialen Schuttdecken von entscheidender Bedeutung. Sie wurden während des Pleistozäns unter Frostwechselbedingungen gebildet. Heute überziehen sie mit einer Mächtigkeit von ein bis zwei Metern die Hänge und Hochflächen (HÄDRICH & STAHR 1997). Schuttdecken entstanden aus Verwitterungs-, Anwehungs- und Umlagerungsprozessen der Hanglagen. Sie setzen sich aus verwittertem Lockergestein zusammen. In mittleren Höhenlagen tritt stellenweise das Anstehende zu Tage und bildet Felsansammlungen. An diesen Stellen kann es zu waldfreien Blockschutthalden kommen, die sich rezent weiterentwickeln. Der Hangschutt in diesen Bereichen ist sehr steinig und enthält weniger Feinmaterial als zum Beispiel in tieferen Regionen. Am Hangfuß kann er Mächtigkeiten bis zu zehn Meter erreichen.

Die periglazialen Deckschichten lassen sich wie folgt gliedern (siehe Abb. 2.3):

Dem kristallinen Grundgebirge liegt eine Schicht aus aufbereitetem anstehendem Material auf. Diese kann entweder als Zerfallszone oder als Zersatzzone ausgebildet sein. Erstere besteht aus Korngrößen der Gruß-, Stein- und Blockfraktion, letztere aus feinkörnigem Substrat. Beide Zonen weisen Mächtigkeiten bis circa. 50 Zentimeter auf. Dieser Zersatzoder Zerfallszone folgt die sogenannte Basisfolge mit eingeregelten Steinen (Skelettgehalt bis 90 Prozent). Darüber befindet sich die lockere Hauptfolge mit unregelmäßiger Lagerung und einem Skelettgehalt von 10 bis 40 Prozent. Die Mächtigkeiten der Hauptfolge betragen 40 bis 100 Zentimeter. Darüber kann eine Deckfolge ausgeprägt sein, die vor allem aus Steinen und Blöcken besteht.



Abb. 2.3: Idealisierter Aufbau von periglazialen Deckschichten (UHLENBROOK 1999).

## 2.2 Klima und Hydrologie

Hauptfaktor für das Wettergeschehen im Einzugsgebiet ist die zyklonale Westwinddrift. Das subtropisch-randtropische Azorenhoch und das subpolare Islandtief sind für eine große Frequentierung von Fronten verantwortlich. In deren Verlauf kommt es meist zu Niederschlägen, wodurch ein kühl-gemässigtes Klima vorherrscht. Die Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 10,3 °C in Freiburg und 3,2 °C am Feldberggipfel. Aus der starken Variabilität in der Topographie resultiert eine hohe Heterogenität in der Niederschlagsverteilung, die im Jahresverlauf eine zweigipflige Verteilung zeigt. Das erste Maximum liegt im Sommer, das zweite zwischen November und Januar.

Eine wichtige Rolle spielt der Schnee im Einzugsgebiet. In den Hochlagen des Schwarzwalds fallen etwa zwei Drittel der Jahresniederschläge als Schnee. Oberhalb von 900 Metern kann deshalb im Mittel an 60 Tagen im Jahr mit einer geschlossenen Schneedecke (mehr als 30 Zentimeter mächtig) gerechnet werden. Im Zusammenhang mit der Schneeschmelze im Frühjahr ist dies eine bedeutende hochwasserspezifische Größe, auf die das komplexe Nivo-Pluviale Abflussregime (Abb.2.4) des St. Wilhelmer Talbaches zurückzuführen ist.



Abb. 2.4: Abflussregim der Dreisam, Brugga und St. Wilhelmer Talbachs.

#### 2.3 Lage und Position des Testfeldes

Das Testfeld (Abb. 2.5), welches sich auf der sogenannten "Hinteren Matte" befindet, misst circa. 300 x 130 Meter und wird durch Rechtswerte (nach Gauß-Krüger) von 3422600 bis 3422950 und Hochwerte von 5306120 bis 5306350 erfasst.

Talaufwärts ist das Testfeld durch eine Lesesteinmauer, talabwärts durch den Zufahrtsweg zum Maierjockelshof begrenzt. Nach SSW wird das Testfeld durch den St. Wilhelmer Talbach begrenzt; nach NNO durch den Waldrand. Die Wiese wird durch extensive Weidewirtschaft genutzt. Sie wird circa zwei bis drei Mal im Jahr mit schwerem Gerät gemäht und ab Juli durch Kühe beweidet.

Eine Schematische Darstellung mit der Topographie, den Oberflächengewässern sowie den Einteilungen in Hang, Hangfußbereich, Terrasse und vorfluternahen Bereich findet sich in Abbildung 2.6.



Abb. 2.5: Blick talaufwärts auf das Testfeld "Hintere Matte".



Abb. 2.6: Schematische Darstellung des Testfelds mit Lagebezeichnungen.

### 2.4 Beschreibung des Testfelds und dessen Eigenschaften

Das Einzugsgebiet des Testfelds gliedert sich anhand der Forstlichen Standortskarte FVA (1994) nach seinen physiographischen Merkmalen in drei Teilbereiche:

#### a. Südlich exponierter bewaldeter Berghang

Dies ist ein Bereich periglazialer Deckschichten mit einem dichten Waldbestand der circa. 50 Meter breit ist. Diese periglazialen Deckschichten (siehe. Kapitel 2.1) lassen sich nach ihrer Abflussdynamik in zwei Bereiche einteilen. Den ersten bildet die Decklage, die aufgrund eines höheren Skelettanteils hydraulisch durchlässiger ist und in der über Makroporen schneller Zwischenabfluss stattfindet. Der zweite Bereich besteht aus der mächtigen Hauptlage, deren Wasseraufnahmekapazität aufgrund des hohen Feinmaterials begrenzt ist. Der Wasseraustausch zwischen der Deck- und Hauptlage ist ebenfalls gehemmt (ROSER 2001).

#### b. Ausgedehntes Blockschuttfeld

Ein ausgedehntes Blockschuttfeld schließt sich hinter dem Wald hangaufwärts an mit circa 130 Meter Ausdehnung. Die Blöcke mit zum Teil mehreren Metern Durchmesser liegen stellenweise unbewachsen da, was auf rezente Massenbewegungen zurückzuführen ist. Ursprungsort dieser Felsblöcke ist der "Hirschfelsen"(siehe Abb. 2.7), ein Felsbereich, der dem anstehenden Grundgebirge entspringt. Aufgrund der hohen hydraulischen Durchlässigkeiten ist die Abflussdynamik in diesem Bereich sehr hoch. Niederschlagswasser kann direkt infiltrieren, weshalb hier auch das Hauptbildungsgebiet der schnellen Grundwasserneubildung vermutet wird.

#### c. Oberster Hangbereich

Der oberste Hangbereich weist Hochflächencharakter auf mit einer für diesen Teil des Schwarzwalds typischen kuppigen Topographie.

Abbildung 2.7 zeigt ein schematisches Querprofil des gesamten Hangbereichs



Abb. 2.7: Schematisches Querprofil des gesamten Hangbereichs (aus: WENNINGER 2002).

Das Testfeld selbst lässt sich in vier Abschnitte einteilen (siehe Abb. 2.6): den Hang, den Hangfuß, die Terrasse und den vorfluternahen Bereich. Diese Bezeichnungen wurden aus der Arbeit von WENNINGER (2002) übernommen.

Der *Hangbereich*: Aufgrund von Massenbewegungen, ausgehend vom darüberliegenden Blockschuttfeld, besteht der Hangbereich aus zwei ineinander verzahnten Schuttfächern. Der Höhenunterschied beträgt fünf Meter. Im oberen Hangbereich befinden sich zwei Quellen, von denen eine gefasst ist. Sie versorgt den Maierjockelshof mit Trinkwasser. Die zweite Quelle wird durch einen Quellbach in den Entwässerungsgraben geführt.

Der *Hangfußbereich*: Dieser Bereich besitzt eine ausgeprägte Mikrotopographie, die durch eine alte Flutrinne und den Entwässerungsgraben geprägt wird. Das Substrat ist hier eher sandig.

Der *Terrassenbereich*: Er entstand durch die Verlagerung des Bachbetts. Daher trifft hier die Bezeichnung Mittelterrasse zu. Sie liegt um einen Meter höher als das Auenniveau. Im Südöstlichen Teil des Testfelds geht die Terrasse in eine Sättigungsfläche über, die in dieser Arbeit genauer untersucht wurde.

*Vorfluternaher Bereich*: Relativ gut erhaltene Rinnen deuten in diesem Bereich darauf hin, dass sich der Bachverlauf früher ständig änderte. Hier tritt das ganze Jahr über oberflächlich Wasser aus, das über einen Feuchtflächenentwässerungsgraben abgeführt wird. Der Übergang

von der Aue zum Vorfluter wird durch das mit einer Lesesteinmauer befestigte Ufer sehr abrupt gestaltet.

#### 2.5 Böden des Testfeldes

Die Böden im Bereich des Testfelds sind geprägt von periglazialen Schuttdecken auf Gneis. Zusammen mit fluvial und fluvioglazial abgelagerten Sedimenten bilden sie das quartäre Bodenausgangsgestein, aus dem sich durch die bodenbildenden Prozesse der Verbraunung und Verlehmung in der Hauptsache Braunerden bildeten (HÄDRICH & STAHR 1997).

Die Substratzusammensetzung des Testfelds zeigt einen dominanten Anteil an schluffigen Komponenten, mit wechselnder Beimischung von Ton und Sand (WENNINGER 2002). Ein wenig durchlässiger schluffreicher Oberboden wird von einem wasserführenden kiesigen Horizont abgelöst, wobei der Oberboden in der Regel 30 bis 50 Zentimeter mächtig ist. Der kiesige Horizont mit Kiesanteilen von 10 –30 Volumen Prozent hat wechselnde Mächtigkeiten von über zwei Metern. Zwischen dem undurchlässigen hangenden und dem durchlässigen liegenden Horizont befindet sich stellenweise ein dritter Horizont aus sandigem bis lehmigem Material.

Daraus resultieren folgende hydrogeologische Gegebenheiten:

- Die oberste Schicht fungiert als Aquitarde. Maktoporen, die durch Wurzeln und Bodenlebewesen (Edaphon) entstanden sind, führen zu punktuell stark erhöhten Durchässigkeiten.
- An der Basis der Aquitarde liegt die Grundwasserleiteroberfläche (GWLOBF).
- Grundwasserspiegellagen, oberhalb der GWLOBF sind als gespannte, unterhalb als freie Verhältnisse einzustufen (vgl. WENNINGER 2002).

Die Mächtgkeiten der hangenden Aquitarde sind in Abbildung 2.8 dargestellt.



Abb. 2.8: Überdeckung des Grundwasserleiters im Testgebiet "Hintere Matte" (aus: WENNINGER 2002).

Nachfolgend aufgeführtes Bodenprofil (Abb. 2.9) zeigt einen Querschnitt durch das Testfeld, eingezeichnet in Abb. 2.8.

Der *Hangbereich*: Er besteht aus schluffigem Material im Oberboden der, bis zu 50 Zentimeter mächtig ist. Er weist  $k_f$ -Werte von  $1,5\cdot10^{-6}$  Meter pro Sekunde auf. Diese entsprechen einer geringen Durchlässigkeit. Darunter befindet sich ein circa 80 Zentimeter mächtiger toniger beziehungsweise. sandiger Horizont mit vermehrt kiesigen Grobkomponenten. Bodentyp ist ein Gley, der über das Hangprofil variiert. Nahe des Quellbachs steht das Grundwasser phasenweise bis in den A<sub>h</sub>-Horizont an. Hier ist der Bodentyp als Anmoorgley zu bezeichnen.

Der *Hangfußbereich*: Ab circa 150 Zentimeter Tiefe wird das Substrat aufgrund des Einflusses der Flutrinne sandiger. Hier ist der Verzahnungsbereich zwischen Hang und Talaue zu finden.

Der *Terrassenbereich*: In diesem Bereich ist der obere Bodenhorizont mächtiger. Er erreicht maximale Mächtigkeiten von 80 bis 100 Zentimeter. Der Bodentyp ist hier eine Auenbraunerde mit mächtigem verbrauntem Mineralboden.

Der *Vorfluterbereich*: Unter dem  $A_h$  – Horizont befinden sich hier nur geringmächtige sandig bis schluffige Lagen. Stattdessen kommen mächtige "junge" Sande vor.



Abb. 2.9: Bodenprofil des Testfeldes mit Angabe der Feinbodenart und des Kiesanteils (aus: WENNINGER 2002, leicht verändert)

# **3** THEORETISCHE GRUNDLAGEN UND METHODIK

## 3.1 Prozesse der Abflussbildung

Die Abflussbildung beschreibt, wie das Niederschlagswasser zum Vorfluter gelangt. Um die dabei stattfindenden Prozesse zu verstehen sind sehr detaillierte Gebietsuntersuchungen notwendig. Sie reichen bis in die Mikroskale. Da dies ein zu großer Aufwand wäre, wird auf vereinfachende Modellvorstellungen zurückgegriffen (Abb. 3.1). Mit diesen sollen die natürlichen Prozesse möglichst realistisch dargestellt werden.

Die wichtigsten Modellvorstellungen werden im folgenden beschrieben. Sie beruhen meist auf einzelnen Feldstudien die räumlich nicht beliebig übertragbar sind. Vielmehr greifen im Normalfall mehrere Abflussbildungsprozesse ineinander über (MC DONNEL 1990).



Abb. 3.1: Modellvorstellungen der verschiedenen Abflussbildungsprozesse.

#### 3.1.1 Horton 'scher Oberflächenabfluss

Damit es zu Horton'schen Oberflächenabfluss kommt, muss die Niederschlagsintensität größer sein als die Infiltrationskapazität. Dies kommt umso schneller vor, je stärker die Oberflächenverdichtung ist. Auf Waldböden oder bewirtschafteten Böden kommt aufgrund der Mikrotopographie kein oder fast kein Oberflächenabfluss zustande. Bestenfalls bilden sich kleine Rinnsale die aber nur über kurze Strecken aktiv sind ehe das Wasser wieder infiltriert. Kann kein Wasser infiltrieren, ist Horton'scher Oberflächenabfluss die einzige schnelle Komponente der Abflussbildung. Dies kommt vor bei versiegelten oder stark verdichteten beziehungsweise gefrorenen Böden (MENDEL 2000).

#### 3.1.2 Sättigungsflächennabfluss

Voraussetzung für Sättigungsflächenabfluss (Saturation Overland Flow) ist ein Anstieg des Grundwasserspiegels bis zur Bodenoberfläche. Auf dieser aufgesättigten Bodenoberfläche kann dann Oberflächenabfluss stattfinden. Überlagert wird dieser Prozess durch den *Return Flow*. Dabei tritt infiltriertes Wasser nach einer kurzen unterirdischen Fließstrecke wieder an der Oberfläche aus. Daher setzt sich der Sättigungsoberflächenabfluss aus verschiedenen Komponenten zusammen, die das Ergebnis verschiedener Abflussbildungsprozesse sind. Sättigungsflächenabfluss kommt insbesondere in Gewässernähe (Talaue, Hangfuß) vor, da hier konkave Hangprofile und ausgedehnte Talböden vorhanden sind und Fließwege konvergieren (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1997). Bei anhaltendem Niederschlägen steigt der Grundwasserspiegel weiter an, wodurch sich die Sättigungsfläche weiter ausdehnt. Ist diese hydraulisch mit dem Vorfluter verbunden, so kann dies auch als räumliche Ausdehnung des Gerinnenetzes verstanden werden.

#### 3.1.3 Matrixfließen

Bei einem Porendurchmesser von weniger als 0,0001 Millimeter wird das Bodenwasser durch Adsorptions- und Kapillarkräfte gehalten. Es finden nur langsame Sickerbewegungen statt. Für dieses sogenannte Matrixfließen müssen drei Voraussetzungen gegeben sein: Für die durchströmte Querschnittsfläche groß sein. Ferner muss die obere Schicht eine große hydraulische Leitfähigkeit aufweisen. Als drittes muss die Niederschlagsintensität deutlich höher sein als die Leitfähigkeit der stauenden Schicht (MENDEL 2000). Bei der Bildung schneller Abflusskomponenten spielt das Matrixfließen nur eine untergeordnete Rolle.

#### 3.1.4 Makroporenfluss

Bei Bodenporen zwischen 0,001 Millimeter und zehn Millimeter Durchmesser kann es zu schnellen Fließbewegungen kommen- sowohl in vertikaler als auch horizontaler Richtung. Dabei spielt die Vernetztheit der Grobporen eine wichtige Rolle. Darüber hinaus ist die Durchlässigkeit und Feuchte der umgebenden Matrix von Bedeutung, da das Makroporenfließen beginnt, wenn die Regenintensität die Matrixleitfähigkeit übersteigt. Dann können Fließgeschwindigkeiten im Bereich von mehreren Zentimeter pro Sekunde auftreten und auch größere Distanzen schnell überwunden werden. Das so eindringende Niederschlagswasser kann direkt zur Hochwasserbildung beitragen (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1997). Beim Durchfließen der Grobporen findet auch ein Austausch von Wasser mit der Matrix statt, so dass auch Vorereigniswasser zum Abfluss kommt. Der Makroporenfluss kommt vor allem in geringmächtigen, gut durchlässigen Böden zum tragen (PEARCE et al. 1986).

#### 3.1.5 Groundwater Ridging

Voraussetzung für das Groundwater Ridging ist das Vorhandensein eines flurnahen Kapillarsaumes. In diesem Fall reichen schon geringe Niederschlagsmengen aus, um große vadose Bereiche in phreatische zu überführen. Dadurch wird der hydraulische Gradient stark aufgesteilt (SKLASH & FARVOLDEN 1979). Nach dem Darcy'schen Gesetz führt ein erhöhtes hydraulisches Gefälle zu einem großen Anteil unterirdisch austretenden Wassers, dem Subsurface Storm Flow (DUNNE & BLACK 1970). Der Abflussbildungsprozess des Groundwater Ridging wird ausschließlich im Talauenbereich beobachtet.

#### 3.1.6 Piston-Flow-Effekt

Beim Piston-Flow wird Grundwasser aus einem vorfluternahem Talaquifer ausgedrückt. Der entscheidende Vorgang dabei ist Druckübertragung. An vorfluterfernen, höhergelegenen Orten infiltriert Wasser und bewirkt einen Grundwasserspiegelanstieg. Dadurch wird die Kraft erhöht, die auf darunter liegende Wasserschichten wirkt. Über das Grundwasser wird sie schließlich bis zu vorfluternahen Bereichen übertragen. Diese Druckübertragung kann auch über eingeschlossene Luftschichten stattfinden, beispielsweise bei starken Niederschlagsereignissen, durch die das Entweichen der Bodenluft verhindert wird (BERGMANN et al. 1996).

#### 3.1.7 Hypodermischer Abfluss

Beim Hypodermischen Abfluss ist eine Schichtenfolge von grobkörnigem Boden auf eine stauende Schicht Voraussetzung. Dabei kann es zu Wassersättigung und hohen hydraulischen Leitfähigkeiten kommen. Dies kann an Hängen zu einem lateralen Abfluss führen, der dann vor allem in Makroporen stattfindet (preferential pathways). Auftreten kann dies beispielsweise an der Grenze zwischen mineralischem und organischem Auflagehorizont oder an der Boden-Gesteins-Grenzschicht (Verwitterungszone).

#### 3.2 Ganglinienseparation

Zur Untersuchung der Abflussbildungsprozesse im Bereich der Hangfüße und der Talaue bieten sich hydrochemische und tracerhydrologische Untersuchungsmethoden an. Mittels künstlicher oder natürlicher Markierung des Grundwassers können einzelne Komponenten des Wasserkreislaufs erfasst werden. Folgende Tracer kommen in der Einzugsgebietshydrologie zum Einsatz:

- Natürlich vorkommende Ionen und chemische Verbindungen
- Natürliche Isotope wie Deuterium (<sup>2</sup>H), Tritium (<sup>3</sup>H) und Sauerstoff-18 (<sup>18</sup>O)
- Künstlich injizierte fluoreszierende Farbstoffe

#### 3.2.1 Grundlagen der Ganglinienseparation

Grundlage der Abflusskomponententrennung ist die Konvergenz der Abflüsse am Gebietsauslass (LEIBUNDGUT 1984). Das bedeutet, dass das gesamte Wasser des Einzugsgebiets durch die jeweiligen geologischen Verhältnissen gekennzeichnet wird. Durch eine Analyse des Abflusses am Gebietsauslass können so Indizien gefunden werden, die auf mittlere Verweilzeiten, Herkunftsräume und dominierende Abflussbildungsprozesse bei Über unterschiedlichen Klima-Gebietsverhältnissen hinweisen. lineare und Mischungsgleichungen lassen sich bei der Beobachtung von n-1 Tracern n Abflusskomponenten trennen:

$$Q_{ges} = \Sigma Q_n \tag{3.1}$$

$$C_{ges} = \Sigma c_n Q_n \tag{3.2}$$

mit: Q<sub>ges</sub>: Gesamtabfluss

Q<sub>n</sub>: n Abflusskomponenten

- C<sub>ges</sub>: Tracerkonzentration im Gesamtabfluss
- C<sub>n</sub>: Konzentration des Tracers in der jeweiligen Komponente

#### 3.2.1.1 Zwei-Komponenten-Separation

Bei der Zwei-Komponenten-Separation wird üblicherweise zwischen dem Anteil des Direktabflusses  $Q_{dir}$  und dem Anteil des indirekten Abflusses  $Q_{indir}$  mit den jeweilig dazugehörigen Tracerkonzentrationen unterschieden.

$$\frac{Q_{dir}}{Q_{ges}} = \frac{(C_{ges} - C_{indir})}{(C_{dir} - C_{indir})}$$
(3.3)

mit:

Qdir: Direktabfluss

Qindir: Indirekte oder Grundwasserbürtige Abflusskomponente

C<sub>dir</sub>: Tracerkonzentration der Direktabflusskomponente

Cindir: Tracerkonzentration der indirekten Abflusskomponente

Dabei müssen folgende Voraussetzungen gelten (SKLASH & FARVOLDEN 1979, UHLENBROOK 1999):

- Die Tracerkonzentrationen der Abflusskomponenten unterscheiden sich signifikant
- Es existieren nur zwei Abflusskomponenten
- Während des Ereignisses sind die Verhältnisse der Tracerkonzentrationen konstant oder die Änderung ist bekannt und kann berücksichtigt werden
- Die Tracer sind konservativ, das heißt sie werden weder absorbiert noch abgebaut oder chemisch umgewandelt
- Es finden keine Speicheränderungen statt, das heißt das System befindet sich im Gleichgewicht.

Der Basisabfluss vor Beginn des Ereignisses besteht aus reinem Vorereigniswasser, das heißt die Ereigniskomponente ist gleich Null. In vielen Fällen ist aber noch eine (oder mehrere) weitere Abflusskomponente beteiligt. Dann reicht ein Zweikomponentensystem nicht mehr aus. Durch das Auftragen der Tracerkonzentration gegen die Zeit kann eine Hystereseschleife auftreten. Diese deutet immer auf mindestens eine weitere Komponente hin. Die zusätzliche Abflusskomponente muss dann mit einem Dreikomponentensystem untersucht werden.

#### 3.2.1.2 Drei-Komponenten-Separation

Sollen drei Abflusskomponenten getrennt werden, so gelten die gleichen Grundannahmen wie bei Zwei Komponenten. Es wird lediglich davon ausgegangen, dass eine dritte Abflusskomponente existiert. Um diese Komponente abtrennen zu können wird ein zweiter Tracer benötigt. Zusätzlich zu den Bedingungen der Zweikomponententrennung kommt damit noch eine weitere Bedingung hinzu. Die Tracerkonzentrationen dürfen kein kollineares Mischungsverhalten zeigen. Ob diese Bedingung erfüllt ist zeigt sich in einem Mischungsdiagramm. Dafür werden die Tracerkonzentrationen gegeneinander aufgetragen. Liegen alle Werte innerhalb eines Dreiecks, so beeinflussen sich die Tracer gegenseitig nicht. Sie können durch folgendes mathematisches Verfahren erklärt werden.

$$Q_{ges} = Q_{dir} + Q_{zw} + Q_{basis} \tag{3.4}$$

$$C1_{ges}Q_{ges} = C1_{dir}Q_{dir} + C1_{zw}Q_{zw} + C1_{basis}Q_{basis}$$
(3.5)

$$C2_{ges}Q_{ges} = C2_{dir}Q_{dir} + C2_{zw}Q_{zw} + C2_{basis}Q_{basis}$$
(3.6)

mit: Q<sub>ges</sub>: Gesamtabfluss

- Q<sub>zw</sub>: Zwischenabfluss (Anteil der schnellen Grundwasserkomponente)
- Qbasis: Basisabfluss (Anteil der langsamen Grundwasserkomponente)
- C1/2: Konzentrationen des jeweiligen Tracers

Mit diesem Ansatz wird folgende Formel zur Berechnung der Abflusskomponenten erhalten:

$$\frac{Q_{dir}}{Q_{ges}} = \frac{\left[ \left( C1_{ges} - C1_{zw} \right) \left( C2_{basis} - C2_{zw} \right) - \left( C2_{ges} - C2_{zw} \right) \left( C1_{basis} - C1_{zw} \right) \right]}{\left[ \left( C1_{dir} - C1_{zw} \right) \left( C2_{basis} - C2_{zw} \right) - \left( C2_{dir} - C2_{zw} \right) \left( C1_{basis} - C1_{zw} \right) \right]}$$
(3.7)

$$\frac{Q_{zw}}{Q_{ges}} = \left(\frac{C1_{ges} - C1_{basis}}{C1_{zw} - C1_{basis}}\right) - \left(\frac{Q_{dir}}{Q_{ges}}\right) \left(\frac{C1_{dir} - C1_{basis}}{C1_{zw} - C1_{basis}}\right)$$
(3.8)

$$\frac{Q_{basis}}{Q_{ges}} = \left(\frac{C1_{ges} - C1_{zw}}{C1_{basis} - C1_{zw}}\right) - \left(\frac{Q_{dir}}{Q_{ges}}\right) \left(\frac{C1_{dir} - C1_{zw}}{C1_{basis} - C1_{zw}}\right)$$
(3.9)

Der Niederschlag wurde mit einem Niederschlags- APEG (siehe Kapitel 4.2.1) zeitlich hoch aufgelöst erfasst, so dass das *incremental mean* berechnet werden konnte. Dies hat gegenüber dem *bulk mean* den Vorteil, dass die Änderung des Isotopengehalts wegen der Fraktionierungseffekte erfasst werden können. Mit nur einer Mischprobe (bulk mean) wird die Ereigniskomponente oft überschätzt (UHLENBROOK 1999).

Das Incremental mean berechnet sich wie folgt:

$$C_{j} = \frac{\sum_{i=1}^{n} P_{i} \bullet C_{i}}{\sum_{i=1}^{n} P_{i}}$$
(3.10)

- mit:  $C_j$ : Isotopengehalt von Niederschlag beziehungsweise Direktabfluss zum Zeitpunkt j [%]
  - P<sub>i</sub>: Niederschlagsmenge zum Zeitpunkt i [mm]
  - $C_i$ : Isotopengehalt des Niederschlags zum Zeitpunkt i [ $\%_0$ ]

#### 3.3 Verwendete natürliche Tracer

Zu den natürlichen Tracern gehören unter anderem geogene Tracer und Isotope des Wassers und des Sauerstoffs. Diese Stoffe sind natürlicherweise im System enthalten und haben zum Teil sehr unterschiedliche Eigenschaften. Der Konzentrationsverlauf eines natürlichen Tracers über einen bestimmten Zeitraum kann wichtige Informationen über Herkunftsraum, Verweilzeit und Fließwege des Wassers liefern. Als streng konservative Tracer sind jedoch nur die Isotope anzusehen, die keinerlei chemischen Interaktionen mit dem umgebenden System eingehen. Im folgenden sind kurz die analysierten Wasserinhaltsstoffe mit ihren wichtigsten Eigenschaften dargestellt.

#### 3.3.1 Silikat

Mit 25,8 Gewichts-Prozent stellt Silikat das zweithäufigste Element der Erdrinde nach dem Sauerstoff. In der Natur ist es in zahlreichen Modifikationen außerordentlich weit verbreitet. In Kristalliner Form lieg SiO<sub>2</sub> vor allem im Quarz vor, ferner im Cristobalit und im Tridymit, daneben findet es sich amorph als Opal und erdig als Kieselgur. SiO<sub>2</sub> ist formal das Anhydrit der Kieselsäure und wird häufig selbst als Kieselsäure bezeichnet. Der Gehalt an wasserlöslichem Silikat steigt sowohl mit zunehmender Temperatur, als auch mit abnehmenden pH-Werten (SCHACHTSCHABEL 1992).

In wässriger Lösung liegt gelöstes Silikat in Form der Ortho-Kieselsäure H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub>, vor. Sie ist eine schwache Säure und stammt in erster Linie aus Verwitterung der primären Silikate (Feldspäte, Glimmer, Pyroxene, Amphibole, und Olivine). Verglichen mit den anderen Wasserbestandteilen variiert der Silikatgehalt räumlich relativ gering. Als Ortho-Kieselsäure ist es daher besonders geeignet um Herkunftsräume zu trennen. Daher wird gelöstes Silikat häufig zur Abflusskomponententrennung verwendet (UHLENBROOK 1999). Es wird davon ausgegangen, dass sich Silikat langsam löst und ein Lösungsgleichgewicht praktisch nie erreicht wird. Wegen der längeren Kontaktzeit besitzt Wasser aus tiefen Schichten eine höhere Silikatkonzentration als dasjenige aus oberflächennahen Bereichen. Diese zweite Komponente wird meist der Ereigniskomponente aus der Separation mit Isotopen gleichgesetzt (zum Beispiel HOOPER & SHOEMAKER, 1986; LAUDON & SLAYMAKER, 1997). Bei der Vorereigniskomponente ist die Kontaktzeit mit der mineralischen Schicht größer; diese wird daher den tieferen Bereichen zugeordnet. Jedoch kann oberflächennahes Wasser der ungesättigten Zone ebenfalls längere Verweilzeiten besitzen. Wird dieses Wasser mobilisiert, täuscht es einen tieferen Herkunftsraum vor.

Weitergehende Untersuchungen zu den Silikatkonzentrationen der im Bruggaeinzugsgebiet vorkommenden Deckschichten finden sich bei KIENZLER (2001).
# 3.3.2 Hauptionen

Über 98 Prozent des Ionengehalts natürlicher Wässer kommt üblicherweise von den sogenannten Hauptionen. Dazu gehören die Kationen Natrium (Na<sup>+</sup>), Kalium (K<sup>+</sup>), Calcium (Ca<sup>2+</sup>) und Magnesium (Mg<sup>2+</sup>) und die Anionen Hydrogencarbonat(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Chlorid (Cl<sup>-</sup>), Sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) und Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Diese Hauptionen haben zahlreiche Quellen und Senken, die häufig an biogeochemische Stoffkreisläufe gekoppelt sind oder anthropogene Herkunft haben. Sie sind daher keine konservativen Tracer mit Ausnahme des Chlorids das nicht an diese Stoffkreisläufe gekoppelt ist. Dennoch kann der Konzentrationsverlauf während eines Ereignisses Informationen über Herkunftsräume und Fließwege liefern.

## Natrium (Na<sup>+</sup>)

spielt als Nährstoff für Pflanzen nur eine untergeordnete Rolle. Die höchsten Natriumgehalte treten in der Schlufffraktion der Böden auf Hier ist Natrium vor allem an Feldspäte gebunden. Im allgemeinen wird Natrium jedoch nur sehr schwach gebunden und daher sehr leicht ausgewaschen (SCHACHTSCHABEL 1992).

## Kalium (K<sup>+</sup>)

ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und wird von diesen selektiv stark aufgenommen. Natürliche Quellen sind hauptsächlich die Verwitterung von Kalifeldspäten und Glimmer. Anthropogen wird es häufig durch Düngung zugeführt. Durch spezifische Adsorbtion an Tonminerale wird Kalium im Bereich des Mineralbodens gebunden (Kaliumfixierung). Erhöhte Kaliumkonzentrationen weisen auf oberflächennahe Abflussbildungsprozesse hin, da die höchsten Konzentrationen von mobilem Kalium im humosen Oberboden vorkommen. Dort ist die Kaliumfixierung von untergeordneter Bedeutung ist (SCHACHTSCHABEL 1992).

# Magnesium (Mg<sup>2+</sup>)

wird bei der Verwitterung von Silikaten (Amphibolen, Pyroxenen, Olivinen, Biotiten) und einigen Tonmineralen (zum Beispiel Chloriten und Vermiculiten) freigesetzt. Auf den Herkunftsraum bezogen deutet es im allgemeinen auf geogene Abflusskomponenten hin.

# Calcium (Ca<sup>2+</sup>)

wird auf natürliche Art vorwiegend durch Verwitterung von Plagioklasen, Amphibolen und Pyroxenen eingetragen. Anthropogene Quellen sind Düngemittel, sowie die Kalkung von Waldböden. Calcium wird im Boden stark gebunden, da es leicht gegen andere Kationen eingetauscht wird.

#### Chlorid (Cl<sup>-</sup>)

unterliegt aufgrund seiner negativen Ladung, dem geringen Ionenradius und der hohen Löslichkeit im Boden nur sehr geringer Adsorption. Es kann daher als nahezu konservativer Tracer betrachtet werden. Es wurde schon mehrfach zur Ganglinienseparation herangezogen. Einzige geogene Quelle im Untersuchungsgebiet ist das stark chloridhaltige Mineral Pyromorphit, das allerdings nur im Bereich der Schauinsland-Erzgänge vorkommt. Der Chlorideintrag durch gelöste Seesalzaerosole im Niederschlag ist sehr gering. Im Bereich des Testfelds kann anthropogener Eintrag ausgeschlossen werden.

## Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

als Bestandteil des Stickstoffkreislaufs unterliegt im Ökosystem vielfältigen biochemischen Umwandlungsprozessen und ist daher als Tracer nur bedingt zu gebrauchen. Eine erhöhte Nitratkonzentration im Abfluss kann jedoch auf die Beteiligung oberflächennaher hindeuten. da die Düngung den Haupteintrag Komponenten darstellt. Die Nitratkonzentrationen unterliegen einem Jahresgang. Im Winter und nach Trockenperioden wird besonders viel Nitrat ausgewaschen. Ursache dafür im Sommer sind Nitrifikationsschübe, die im Spätwinter nach mehrmaligem Wechsel zwischen Gefrieren und Auftauen und im Spätsommer nach längerer Trockenheit und anschließender Durchfeuchtung auftreten.

# Sulfat $(SO_4^{2-})$

durch atmosphärische Deposition und Mineralisation von organischem Material wird es dem Boden zugeführt und kann durch Sickerwasser ausgewaschen werden. Nach längeren Feuchtperioden beziehungsweise unter anaeroben Verhältnissen liegt Sulfat im Mineralboden meist als Eisensulfid (FeS, FeS<sub>2</sub>) vor. Dies ist leicht löslich und wird daher im Boden nicht angereichert (SCHACHTSCHABEL 1992).

Da Sulfat vielfältigen Austauschprozessen unterliegt ist es als Tracer nur eingeschränkt tauglich.

#### 3.3.3 Stabile Isotope

Die stabilen Isotope Deuterium (<sup>2</sup>H) und Sauerstoff-18 (<sup>18</sup>O) werden in der Hydrologie als Tracer benutzt. Beide kommen natürlicherweise im Wasser vor. Chemisch verhalten sie sich identisch wie die wesentlich häufigeren Isotopen <sup>1</sup>H und <sup>16</sup>O. Es handelt sich damit um streng konservative Tracer, die keinen Abbau- oder Umwandlungsprozessen unterliegen. Wichtige Unterschiede zeigen die Isotope allerdings in ihren physikalischen Eigenschaften. Wassermoleküle, welche Deuterium oder Sauerstoff eingebaut haben, besitzen einen anderen Schmelz- und Siedepunkt sowie eine veränderte Masse. Dadurch kommt es bei Phasenübergängen zu Fraktionierungsprozessen, die das Verhältnis der Isotope untereinander verändern. Dieses Verhältnis wird durch die sogenannte  $\delta$ -Notation ausgedrückt. Zu den Fraktionierungsprozessen sowie den physikalischen Grundlagen der Umweltisotope wird auf MOSER & RAUERT (1980) verwiesen.

Deuterium und Sauerstoff-18 geben Aufschluss über die Verweilzeit. Durch Ganglinienseparation können damit die Anteile der pre-event und event Komponenten erfasst werden. Früheren allgemeinen Vorstellungen zufolge wurde ein Hochwasserereignis zum größten Teil aus Niederschlagswasser des jeweiligen Ereignisses (event water) gebildet.

Über den Isotopengehaltes kann das Niederschlagswasser in der Hochwasserwelle identifiziert und quantitativ bestimmt werden. Dadurch hat sich gezeigt, dass die Ereigniskomponente (event water) meist nur einen kleinen Teil der Hochwasserwelle ausmacht (SKLASH & FARVOLDEN 1979).

Ein Vergleich mit Silikat ist jedoch problematisch, da Silikat ein rein herkunftsraumorientierter Tracer ist. Wird Silikat in der pre-event Komponente sehr langsam aufgenommen, würde die Ereigniskomponente überschätzt, andererseits würde die pre-event Komponente überschätzt, falls das Ereigniswasser sehr schnell Silikat aufnehmen würde.

# 3.4 Feldmethoden

Im Rahmen des DFG-Projektes "Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung" wurde das Bruggaeinzugsgebiet mit einer Klimastation am Katzensteig auf 765 m ü. NN, sowie einem Messnetz zur Abflussmessung und Wasserbeprobungsstellen für die Oberflächengewässer ausgestattet. Diese Messdaten konnten in der vorliegenden Arbeit verwendet werden. Des weiteren wurde das zu untersuchende Testfeld während der Diplomarbeit von WENNINGER (2002) mit zehn Grundwassermessstellen (GWMS) ausgestattet. Zusätzlich zu diesen bereits vorhandenen GWMS wurden zwei weitere an einer Feuchtfläche installiert. Diese GWMS wurden mit sogenannten "capacity rods", ausgestattet. Dabei handelt es sich um hoch auflösende Messsonden zur Wasserstands- und Temperaturmessung. Ein bestehendes Messwehr zur Messung des Feuchtflächenabflusses wurde erneuert und ein weiteres näher an der Quellaustrittstelle installiert. Dieses diente zur Abflussmessung bei abgedeckter Feuchtfläche.

Die Grundwassermessstellen der ersten Messkampagne (WENNINGER 2002) wurden Ende September 2001 eingebracht und liefen bis Anfang Januar 2002. In der Zeit von Januar 2002 bis zur Wiederinbetriebnahme im Mai 2002 kam es zu häufigen Schneeschmelzereignissen, welche durch Feinsedimenteintrag in die GWMS möglicherweise deren hydraulische Anbindung an den Aquifer negativ beeinflussten. Um dies auszuschließen, wurden alle GWMS mit einer Motorpumpe durchgespült. Anschließend wurden Pumpversuche durchgeführt. Sie zeigten, dass alle Messstellen hydraulisch gut an den Aquifer angebunden sind. Die Ergebnisse der Pumpversuche sind in Tabelle A1 im Anhang dargestellt.

#### 3.4.1 Stichtagsbeprobung

Die Stichtagsbeprobung umfasste eine Wasserprobennahme an allen zwölf GWMS. Gleichzeitig wurden die Oberflächengewässer Quellbach, Entwässerungsgraben, Feuchtflächenentwässerungsgraben mit oberem und unterem Wehr und dem St. Wilhelmer Talbach beprobt. An diesen Messpunkten wurde jeweils eine vorher gespülte Polyethylenflasche mit 150 Milliliter Fassungsvermögen abgefüllt. Anschließend wurden diese Proben im Kühlschrank aufbewahrt und so bald als möglich analysiert.

Die Probennahme erfolgte möglichst immer gegen 14 Uhr, um Tagesgang-bedingte Schwankungen auszuschließen.

Die Grundwasserproben wurden mit Hilfe einer Schlauchquetschpumpe aus dem unteren Drittel des Pegelrohrs entnommen und nach vorherigem Spülen des Schlauches und der Probenflasche abgefüllt.

Die Oberflächengewässer wurden immer am selben Messpunkt beprobt. Bei der Probenentnahme wurden zeitgleich auch die *in-situ* Parameter Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Vor jeder Stichtagsbeprobung wurden die Messgeräte im Labor überprüft und neu geeicht.

#### pH-Wert

Zur Messung des pH-Wertes wurde das pH-Messgerät pH 325-A der Firma WTW (Wissenschaftlich Technische Werkstätten) verwendet. Es besitzt einen Wertebereich zwischen zwei und 16 mit einer Genauigkeit von 0,01. Der pH-Wert ist der negativ dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration in mol/l. Die Kalibrierung erfolgt mit zwei Standardlösungen (pH 4 und pH 7).

#### Temperatur

Für die Temperaturmessung wurde wie für die pH-Messung das Messgerät pH 325-A der Firma WTW eingesetzt. Der Wertebereich hier reicht von  $-5^{\circ}$ C bis  $+55^{\circ}$ C. Die Genauigkeit hierbei liegt bei  $\pm$  0,1 Kelvin. Die Temperatur wurde direkt nach Abpumpen als erste Messgröße abgelesen.

#### Elektrische Leitfähigkeit

Als Summenparameter aller im Wasser gelöster Stoffe ist die elektrische Leitfähigkeit von der Konzentration der Ionen, sowie von deren Dissoziationsgrad, Wanderungsgeschwindigkeit und der Wassertemperatur abhängig. Gemessen wurde mit dem LF 325-A der Firma WTW mit einer Messgenauigkeit von  $\pm$  0,5 Prozent.

#### Niederschlag

Niederschlagsdaten lagen von der Klimastationen Katzensteig für den gesamten Untersuchungszeitraum vor. Durch die geringe Entfernung der Klimastation Katzensteig zum Testfeld (circa 700 m) und einem Höhenunterschied von nur 35 Meter wurden diese Daten ohne weitere Korrektur als Gebietsinput verwendet.

#### 3.4.2 Ereignisbeprobung

Im Rahmen der dreimonatigen Routinebeprobung wurde trotz größeren Unterschieden des Gebietszustandes nur der Trockenwetterabfluss beprobt. Zudem sollte die Variabilität speziell der Feuchtfläche in zeitlich hoch aufgelöster Beprobung erfasst werden. Dazu wurden ein automatisches Probenentnahmegerät (APEG) zur Niederschlagserfassung und sechs weitere APEG's an ausgewählten Messstellen installiert (Abb. 3.2)

Die Entnahmegeräte (APEG) können insgesamt 42 Proben automatisch über eine Zeitschaltuhr gesteuert entnehmen. Die Entnahmeintervalle wurden auf zwei Stunden eingestellt. Wichtig in Hinblick auf die Ereignisbeprobung waren speziell die APEG's an der feuchtflächennahen GWMS A4, die beiden beprobten Wehre, sowie der Talbach. Die APEG's an den GWMS A3 und B5 waren in erster Linie für den fast zeitgleich durchgeführten Markierversuch positioniert.



Abb. 3.2: Verteilung der APEG auf dem Testfeld

Da der Focus dieser Arbeit auf der Interaktion Talaue-Feuchtfläche lag, wurde die Feuchtfläche mit zwei Wehren zur Abflussmessung ausgestattet. Das erste (untere) Wehr war schon in der Messkampagne von WENNINGER (2002) eingerichtet worden Es musste lediglich neu abgedichtet werden. Das zweite (obere) Wehr wurde für die Ereignisbeprobung mit einer abgedeckten Teilfläche benötigt. Um den Porenwasserdruck auf die Feuchtfläche zu messen, wurden zwei weitere GWMS (C1 und C2) nahe der Feuchtfläche installiert. Die Messanordnung mit den zwei Messwehren, den GWMS A4, C1 und C2 sowie mit der Abdeckplane zeigt Abbildung 3.3. Der Abfluss wird über eine Wasserstands-Abfluss Beziehung erhalten. Die beiden Messwehre wurden nach dem gleichen Prinzip erstellt. Genauere Angaben zur Funktionsweise finden sich bei WENNINGER (2002). Das untere Messwehr wurde mit einer Multisonde ausgestattet. Diese zeichnet in zehn-minütigen Intervall Wasserstand, ph-Wert-, Leitfähigkeit und Temperatur auf. Die Genauigkeit der Wasserstandsaufzeichnung lag bei einem Zentimeter. Die Sonden im oberen Wehr lieferten Wasserdruck, Wassertemperatur sowie und Leitfähigkeit in zehn-minütiger Auflösung. Die über eine Wasserstands-Abflussbeziehung in Wasserstände wurden Abflusswerte umgerechnet.



Abb. 3.3:

Messanordnung im Bereich der Feuchtfläche des Testfelds "Hintere Matte".



Abb. 3.4: Feuchtfläche vor und während der Abdeckung.

# 3.5 Laboranalysen

Die entnommenen Wasserproben werden auf Kationen, Anionen, Silikat, Uranin sowie auf die Isotope Deuterium und Sauerstoff-18 untersucht. Bis auf die Analyse der Isotopengehalte, welche Dr. Paul Königer durchführte, wurden alle anderen Analysen vom Autor selbst durchgeführt. Dazu stand das Labor des Hydrologischen Instituts, Freiburg zur Verfügung.

#### 3.5.1 Stabile Isotope

Die Bestimmung der Konzentrationen des stabilen <sup>18</sup>O und des stabilen Wasserstoffisotops (<sup>2</sup>H) erfolgte mit dem Massenspektrometer DELTA S FINNIGAN. Das Prinzip der Massenspektrometrie beruht darauf, dass geladene Teilchen in einem Magnetfeld, je nach ihrer Masse, abgelenkt werden. Dazu müssen die Isotope der kondensierten Phase zunächst in ein für die massenspektrometrischen Messung geeignetes Gas überführt werden.

Für die *Deuteriumanalyse* der Wasserproben wurde dabei das Wasser quantitativ in einem Reaktionsofen über Chrom bei einer Temperatur von 900 °C reduziert und der entstehende Wasserstoff als Meßgas verwendet. Eine Meßreihe besteht aus insgesamt 30 Proben. Diese beinhalten sechs Laborstandarts sowie drei Testwässer. Das Probenvolumen betrug je ein Milliliter. Dieses wurde aus den Beprobungsflaschen nach vorherigem Schütteln mit einer Pipette in kleine Glasflaschen umgefüllt.

Aufgrund von Geräteschwierigkeiten trat bei der Deuteriumanalyse ein Memory-Effekt auf. Das heißt, dass jede auf einen Standard folgende Probe von diesem beeinflusst wurde. Aufgrund dieses Fehlers wurde zusätzlich zur Deuteriumanalyse noch das Sauerstoff-Isotop gemessen.

Für die Sauerstoff-18 Bestimmung wurde in der Equilibriereinheit des Messgeräts ein Isotopenaustausch des Sauerstoffs des Probenwassers mit Kohlendioxid ( $CO_2$ ) bis zur Gleichgewichtseinstellung durchgeführt. Das  $CO_2$  diente als Messgas. Eine Messserie bestand aus 24 Proben à fünf Milliliter, davon sechs Standards sowie zwei Testwässer.

Als Maß für den Isotopengehalt wird die relative Differenz des Isotopenverhältnisses der Probe gegenüber dem Isotopenverhältnis eines Standards angegeben. Dieses Verhältnis wird als  $\delta$  - Wert (MOSER & RAUERT 1980).

$$\delta^{18}\text{O beziehungsweise } \delta^{2}\text{H} = \frac{R_{\text{Pr obe}} - R_{S \tan dart}}{R_{S \tan dart}} \cdot 1000\%$$
(3.10)

mit:RProbe:Isotopenverhältnis des Isotops in der ProbeRStandart:Isotopenverhältnis des Isotops im Standard

Als Bezugsstandard dient dabei der international in der Isotopenanalytik gebräuchliche V-SMOW (Vienna standard mean ocean water) mit einem absoluten Isotopenverhältnis von  ${}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}=(2005,20\pm0,45)\cdot10^{-6}$  und  ${}^{2}\text{H}/{}^{1}\text{H}=(155,76\pm0,05)\cdot10^{-6}$ . Der Fehler bei der Deuteriumbestimmung beträgt  $\pm 1\%$  und bei der Sauerstoff-18 Bestimmung  $\pm 0,2\%$ .

#### 3.5.2 Anionen und Kationen

Die Bestimmung der Kationen N<sup>2</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Ca<sup>2+</sup> und Anionen Cl<sup>-</sup>, NO<sup>3</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> erfolgte mittels Ionenchromatographie. Die Messungen wurden mit einem DIONEX DX 500 Chromatographen durchgeführt. Die Chromatographie beruht auf dem Austausch von Ionen der flüssigen Phase mit Ionen der festen Phase, den sogenannten Gegenionen. Dazu wird die Probenflüssigkeit mit einem Eluenten durch eine Austauschersäule gepresst. Die Ionen unterliegen dabei einer unterschiedlich langen Retentionszeit. Für jeden Messdurchgang mit circa 300 Proben wurde eine neue Eichreihe mit 13 Standartlösungen im zu erwartenden Konzentrationsbereich von 0,5 bis 30 Milligramm pro Liter erstellt. Alle zehn bis zwölf Proben wurden Standarde mitgemessen. Die Fehlerbereiche der Analyseergebnisse sind in Tabelle 3.1 dargestellt. Jede Probe wurde aufgrund der großen Probenanzahl nur einmal gemessen. Bei der Probenvorbereitung wurden alle Proben mit einer 40  $\mu$ m Membran filtriert, um keine unerwünschten Verunreinigungen zu erhalten. Die Proben durchlaufen zusammen mit einem Eluenten das System. Dabei werden die Ionen aufgrund unterschiedlicher Verweilzeiten voneinander getrennt.

	Stichprobenumfang	absolute	Mittelwert	Standartabweichung	mittlere	
[n]		Abweichung	[mg/l]	[mg/l]	Abweichung	
		[mg/l]			[%]	
Chlorid	41	-1,57 bis 0,9	0,12	0,37	0,88	
Nitrat	41	-1,67 bis 0,93	0,12	0,36	3,41	
Sulfat	41	-1,55 bis 1,07	0,17	0,38	3,79	
Natrium	48	-1,04 bis 2,21	-0,26	0,52	4,46	
Kalium	48	-1,1 bis 1,99	-0,28	0,47	-2,03	
Magnesium	48	-0,89 bis 1,85	-0,30	0,43	-3,48	
Calcium	48	-1,62 bis 1,84	-0,55	0,59	-8,50	

Tab. 3.1:Fehlerbetrachtung der Hauptionenanalyse

#### 3.5.3 Silikatanalyse

Die Silikatanalyse erfolgte nach dem DEV DIN 38405 D 21 photometrisch mit dem MILTON ROY SPECTRONIC 2001 PLUS Photometer. Dabei liegt das Verhalten der Kieselsäure zugrunde, die im sauren Bereich mit Molybdat-Ionen einen blauen Molybdato-Kieselsäure-Komplex bildet. Dessen Extinktion kann gemessen werden. Die Silikatkonzentration der Probenlösung verhält sich proportional zur Extinktion. Zunächst wurde ein Probenvolumen von 12,5 Milliliter mit demselben Volumen an destilliertem Wasser verdünnt. Zur Bildung der Molybdat-Kieselsäure-Komplexe wird ein Milliliter Ammoniumheptamolybdat zugegeben. Anschließend werden die Phosphationen, die zu einer Verfälschung des Ergebnisses führen könnten durch einen Milliliter Oxalsäure maskiert. Nach Zugabe von Photo  $\text{Rex}^{(0)}$  (4-(Methylamino)-phenolsulphat) bilden sich Molybdänblau-Komplexe, die eine Extinktion im Photometer bewirken. Über eine zuvor gemessene und im Gerät gespeicherte Eichgeraden, die aus der Messung von 8 Standartlösungen (2 – 8 mgSi/l) erstellt wurde, wurde dann die Siliciumkonzentration in [mg/l] bestimmt. Bei jedem Messdurchgang wurden 12 Proben (davon 2 Standards) nacheinander durchgemessen. Der Fehlerbereich der Messung ist in Tabelle 3.2 dargestellt.

Tab. 3.2:Fehlerbetrachtung der Silikatmessung.

Mittelwert	Standartabweichung	absolute Abweichung	mittlere
[mg/l]		[mg/l]	Abweichung [%]
0,07	0,15	-0,27 bis +0,48	2,2

#### 3.5.4 Fluoreszenztracer

Die gezogenen Proben, die in Braunglasflaschen abgefüllt wurden, kamen so schnell als möglich zur Analyse. Aufgrund hoher Schwebstoffanteile in einigen Proben wurden alle Proben circa zehn Minuten bei 4500 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert und anschließend mit einem NaEDTA-Puffer versetzt. Dadurch wurde der pH-Wert auf größer zehn eingestellt. In diesem Bereich besitzt Uranin das Maximum seiner Fluoreszenzintensität (KÄss 1992). Die Analyse erfolgte mit dem Spektralfluorimeter LS 50B der Firma Perkin Elmer. Dabei wurde das Synchronscan -Verfahren angewandt, bei dem Exitations- und Emisionswellenlänge mit konstantem Abstand über einen bestimmten Wellenlängenbereich verändert werden. Er liegt für die meisten Xanthenfarbstoffe zwischen 20 und 25 Nanometer. Das Synchronscanspektrum ist wesentlich schärfer ausgebildet als das Anregungs- und Fluoreszenzspektrum allein (KÄSS 1992).

# 3.6 Markierversuch

#### 3.6.1 Zielsetzung

Es wird angenommen, dass das Blockschuttfeld das Grundwasserneubildungsgebiet der lateralen Abflussprozesse darstellt. Daher lag ein besonderes Augenmerk auf den Fließwegen des Übergangsbereichs Hangfuß - Talaue sowie innerhalb der Talaue selbst.

Mit Hilfe von natürlichen Tracern können besonders gut ungestörte natürliche Prozesse untersucht werden, da sie zum Wasserkreislauf gehören. Sollen jedoch einzelne Fließwege, Fließgeschwindigkeit und Dispersionen untersucht werden, sind natürliche Tracer weniger geeignet, da sie flächenhaft und konstant eingetragen werden.

Künstliche Tracer werden dagegen gezielt punktuell in das Gebiet eingebracht. Da sie im natürlichen System nicht vorkommen, sind sie in der Regel auch problemlos zu analysieren. Ein künstlicher Tracer kann damit wichtige Zusatzinformationen über die Fließverhältnisse im Untergrund geben.

#### 3.6.2 Vorbereitung

Zunächst musste die Art des Tracers festgelegt werden. Prinzipiell einsetzbar waren Salztracer und Fluoreszenztracer. Unter Berücksichtigung der Analysemöglichkeiten, der erforderlichen Menge und damit auch der Kosten und der Umwelteigenschaften, wurde Uranin als Tracer ausgewählt. Die Vorteile von Uranin sind eine geringe Sorption, eine tiefe Nachweisgrenze (0,002µg/l) und damit verbunden geringe Kosten sowie eine geringe Umweltbelastung. In Böden mit geringen pH-Werten steigt allerdings die Sorption deutlich an. Hier liegt das Uranin als Kation vor, das deutlich stärker sorbiert wird als das Uranin-Anion (Käss 1992). Die Böden im Untersuchungsgebiet weisen pH-Werte von sechs bis sieben auf. Die Gefahr der Kationenbindung ist hier noch relativ gering.

Als Einspeisestelle wurde zu Beginn das Blockschuttfeld circa 25 Meter oberhalb des Testfelds diskutiert. Diese Stelle war ideal, um den gesamten Übergangsbereich vom Blockschuttfeld bis zur Talaue zu erfassen. Auch ein Einspeiseversuch mit Wasser verlief vielversprechend - das Wasser versickerte extrem schnell innerhalb des Blockschutts. Allerdings konnte nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden, dass bei dieser Einspeisestelle Uranin in die seitlich gelegene Trinkwasserfassung des Maierjockelhofes gelangt. Aus diesem Grund wurde die direkte Einspeiseung in eine Grundwassermessstelle (GWMS) bevorzugt. Die

hangfussnahe GWMS A1 zeigte gespannte Verhältnisse wodurch der Tracer möglicherweise in die Aquitarde gedrückt worden wäre.

Gewählt wurde daher GWMS A2, welche sich nur bei Ereignissituationen kurzfristig im gespannten Bereich befindet.

Mit Wahl der Einspeisestelle konnte die maximale Entfernung zu den Messpunkten festgelegt werden. Die Einspeisemenge wurde nach Formel 3.11 (aus LEIBUNDGUT & WERNLI 1982) berechnet. Je nach Parameterwahl ergaben sich Mengen zwischen 150 Gramm und 1,5 Kilogramm Uranin. Unsicherheiten bei der Parameterabschätzung sind für diese große Spannbreite verantwortlich.

$$EM = \tan\left(\frac{\alpha}{2}\right) \cdot h \cdot s_1 \cdot \left(2s \cdot C_{\max} + Am \cdot (2s - s_1)\right) \cdot 10^{-6}$$
(3.11)

Mit:	C <sub>max</sub> :	Maximale Tracerkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]				
	lpha :	Öffnungswinkel [°]				
	H:	Mächtigkeit des markierten GW-Körpers [m]				
	s <sub>1</sub> :	Fächerlänge [m]				
	s:	Entfernung Einspeisung-Entnahme [m]				
	Am:	Adsorbierte Tracermenge [mg/m <sup>3</sup> ]				

Eine genaue Beschreibung dieser Formel kann der Originalliteratur entnommen werden. Um einen Fehlschlag des Markierversuchs aufgrund einer zu geringen Einspeisemenge zu vermeiden wurde die maximal berechnete Menge eingesetzt.

#### 3.6.3 Einspeisung und Beprobung

Das Uranin wurde im Labor in mehrere Gebinde abgefüllt und vor Ort mit Wasser gelöst. Die Einspeisung erfolgte bei Trockenwetterbedingungen, wodurch ein maximal nutzbares Auffüllvolumen in der GWMS vorhanden war. Das nutzbare Volumen erklärt sich aus der Differenz von Grundwasserleiteroberfläche und aktuellem Flurabstand (siehe Abb. 3.5). Bei Auffüllen über die Grundwasserleiteroberfläche würde der Tracer in die Aquitarde exfiltrieren, von wo er nicht mehr mobilisiert werden kann. Durch ein einmaliges Abpumpen des Pegelrohres konnten 250 cm<sup>3</sup> Uraninlösung auf einmal zu Beginn eingespeist werden. Anschließend musste jeweils gewartet werden, bis der Flurabstand wieder erreicht war um erneut aufzufüllen. Daher konnten nur 850 Gramm (statt 1,5 Kilogramm) Uranin eingespeist werden. Die Einspeisung wurde mit einem Lichtlot kontrolliert und erstreckte sich über zwei Stunden



Abb.3.5: Schema der Uranineinspeisung

# 4 ERGEBNISSE

Ziel dieser Arbeit war, die Abflussbildungsprozesse des Hangfuß- und Talauenbereichs im Einzugsgebiet des St. Wilhelmer Talbaches besser zu verstehen. Dafür müssen die hydrochemische Signatur der Oberflächengewässer und des Grundwassers genau untersucht werden. Dies erfolgte anhand einer dreimonatigen Routinebeprobung. Zusätzlich wurde während einer Ereignisbeprobung die zeitliche Variabilität an ausgewählten Standorten untersucht. Anhand eines Markierversuchs konnten Aussagen zu Fließwegen und Dispersion getroffen werden. Die Darstellung und Auswertung der Ergebnisse findet sich in folgendem Kapitel.

# 4.1 Ergebnisse der Stichtagsbeprobung

Für die Routinebeprobung von April bis Juli 2002 wurden an zwölf GWMS, sowie an fünf Stellen für Oberflächengewässer Proben genommen. Sie erfolgten ein- bis zweimal wöchentlich. In den drei Monaten wurde an insgesamt 21 Tagen *in situ* Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert gemessen. Anschließend fand eine Laboranalyse dieser Proben auf Silikat und die Hauptionen statt. Die so erhaltene Datenmenge wird im Folgenden exemplarisch unter verschiedenen Aspekten dargestellt und jeweils interpretiert.

#### 4.1.1 Witterungsverlauf

Die Klimadaten für den gesamten Untersuchungszeitraum konnten an der Klimastation Katzensteig im St. Wilhelmer Tal verfolgt werden (siehe Kapitel 3.4.1). Die Station wird seit 1995 vom Institut für Hydrologie Freiburg betrieben. Sie zeichnet kontinuierlich alle zehn Minuten Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Strahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung mittels Datalogger auf. Mit 765 m ü NN befindet sich die Station circa 35 Meter tiefer als das Testfeld (circa 800 m). Die gemessenen Daten können aber aufgrund der geringen räumlichen Distanz (circa 500 m) zumindest qualitativ sehr gut übertragen werden.

Für die Dynamik der Abflussprozesse ist der Niederschlag als Inputgröße der entscheidende Faktor. Für die Grundwasserverhältnisse ist nicht nur die Niederschlagsmenge entscheidend. Wichtige Niederschlagsdaten sind vielmehr auch der zeitliche Verlauf, die Intensität sowie die Vorfeuchte im Untersuchungsgebiet. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über die Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum gegeben. Diese Daten stammen aus dem Witterungsreport-Express des Deutschen Wetterdienstes und werden durch Daten der Klimastation Katzensteig ergänzt. **01.Mai-05.Mai** Unbeständig, niederschlagsreich und gewittrig; auf dem Feldberg fällt Schnee. In Freiburg kommt es am 02. Mai zu einem Niederschlagsereignis von 35 Millimeter. An der Station Katzensteig werden in den fünf Tagen 75,5 Millimeter Niederschlag gemessen.

**06.Mai-11.Mai** Ein sich ausdehnender Hochdruckrücken über dem östlichen. Mittelmeer verdrängt kühle subpolare Meeresluft und wird wetterbestimmend. Es bleibt überwiegend trocken. Aufgrund großer Labilität in der feuchten Warmluft gibt es zum Teil ergiebige Schauer und Gewitter.

**12.Mai-15.Mai** Mehrere Tiefdruckwirbel ziehen über Nordost-Atlantik nach Norden und sorgen für eine unbeständige Wetterphase.

**16.Mai-21.Mai** Es bildet sich eine Hochdruckbrücke über Mitteleuropa, wodurch es überwiegend heiter bleibt. Es kommt zu heftigen Gewittern. Seit dem 06. Mai fielen nur 15,8 Millimeter Niederschlag.

**22.Mai-29.Mai** Ein Tief über den Britischen Inseln ist wetterbestimmend. Es wird deutlich kühler, unbeständig und niederschlagsreich.

**30.Mai-03.Juni** Eine ausgeprägte Hochdruckwetterlage beschert viel Sonne und es bleibt trocken.

**04.Juni-09.Juni** Im Zuge einer sich ausprägenden zyklonalen Südostlage bringt eine Frontalzone kräftige, nach Nordost ziehende Gewitter mit einer Niederschlagssumme von 111,8 Millimeter.

**10.Juni-03.Juli** Die Großwetterlage hat sich zu einer zyklonalen Westlage verändert. Der Süden Deutschlands wird durch einen ausgeprägten Hochdruckkeil beeinflusst, der sich von Südwesten über Mitteleuropa ausbreitet. Er bringt warme Meeresluft zu uns. Heiße tropische Luft bestimmt das Wetter in Süddeutschland und beschert Temperaturrekorde und nächtliche Wärmegewitter.

**03.Juli-07.Juli** Am Rande eines nordeuropäischen Tiefdruckwirbels ziehen Fronten über Deutschland hinweg. Eine wolkenreiche kühle Witterung ist die Folge.

**08.Juli-20.Juli** Eine zyklonale Südwestlage bringt heiße schwüle Luft tropischen Ursprungs, die auf kühle Meeresluft treffend zu erheblicher Labilisierung der Luftschichten führt. Die daraus resultierenden Unwetter am 09. und 10.Juli fordern mehrere Todesopfer. An der Station Katzensteig fielen am 17. Juli 49,5 Millimeter Niederschlag.

**21.Juli-27.Juli** Es herrscht eine zyklonale Westlage vor. Im Süden dominiert der Hochdruckeinfluss. Es bleibt trocken.

**28.Juli-31.Juli** Durch vom Westen heranziehende Störungen ist es schwülwarm und gewittrig.

Einen Überblick der klimarelevanten Daten für Freiburg und den Feldberg gibt Tabelle A2 im Anhang.

Der Niederschlagsverlauf der Station Katzensteig kann Abbildung 4.1 entnommen werden.

#### 4.1.2 Abflussgeschehen

Das Abflussgeschehen wird durch den St. Wilhelmer Talbach als Vorfluter des Untersuchungsgebiets ausgedrückt. Da hierfür keine Abflussdaten zur Verfügung standen, wird stellvertretend auf das Abflussverhalten der Brugga zurückgegriffen, das die stark wechselnden Verhältnisse qualitativ sehr gut widerspiegelt. Der vom Institut für Hydrologie betriebene Radarpegel in Oberried zeichnet die Wasserstände in zehn-Minuten Intervallen digital auf. Diese können mit Hilfe der Wasserstands-Abfluss-Beziehung, erstellt durch die LfU, in Abflüsse umgerechnet werden. Der Zusammenhang der Abflüsse von St. Wilhelmer Talbach und Brugga ist in Abbildung 4.1 dargestellt, ermittelt mit den stündlichen Abflüssen der Periode 1995 bis 2000.



Abb. 4.1: Zusammenhang der Abflüsse von Brugga und St. Wilhelmer Talbach, basierend auf den stündlichen Abflusswerten von 1995 bis 2000 sowie Niederschlag (Katzensteig) und Abfluss (Brugga)

Das Abflussverhalten der Brugga zeigt langanhaltende Trockenwetterphasen, wobei der langjährige mittlere Abfluss (MQ) dauerhaft unterschritten wird. Es sind einzelne deutliche Peaks zu erkennen, die aber zeitlich sehr begrenzt sind. Deutlich wird die große Differenz der

unterschiedlichen Abflussverhältnisse, die sich auch in der langjährigen Abflussganglinie zeigt und in der geringen Speicherfähigkeit des Einzugsgebietes begründet ist. Diese hohen Schwankungen bilden sich auch in den Flurabständen der Grundwassermessstellen ab.

#### 4.1.3 Räumliche und zeitliche Variabilität der Flurabstände

Die Flurabstände der Grundwassermessstellen sind sehr variabel auf. In Tabelle 4.1 sind die Hauptcharakteristika aller zwölf GWMS dargestellt. Der jahreszeitliche Vergleich erfolgt anhand der Messdaten von WENNINGER (2002) die in der Zeit von September 2001 bis Dezember 2001 erhoben wurden. Diese sind mit den in der Zeit von April 2002 bis Juli 2002 gemessenen Werten dargestellt. Die Hauptcharakteristika umfassen Mittelwert, Minima, Maxima sowie die Schwankung. Um die Veränderung zwischen Frühjahr und Winter deutlich zu machen, kann der Tabelle auch die Differenz der Messwerte entnommen werden.

Tab. 4.1:Hauptcharakteristika der Zwölf Grundwassermessstellen. Dargestellt sind die<br/>Absolutwerte der Messperioden von September bis Dezember 2001 (in blau) sowie von<br/>April bis Juli 2002 (in grün). Ferner kann die Differenz der beiden Zeiträume<br/>entnommen werden.

GWMS	Mittelwert [mm]		Min [mm]		Max [mm]		Schwankung		Messwerte		GWLOBF
											[mm]
	09.01-12.0	05.02-08.02	09.01-12.01	05.02-08.02	09.01-12.01	05.02-08.02	09.01-12.01	05.02-08.02	09.01-12.01	05.02-08.02	
A1	464	437	75	146	1305	1146	1230	1000	13976	13932	1000
Differenz	-27		71		-159		-230				
A2	685	905	56	158	850	1307	794	1149	18346	12368	700
Differenz	220		102		457		355				
A3	715	846	152	166	971	1303	819	1137	9229	12354	600
Differenz	131		14		332		318				
A4	841	843	278	176	1237	1188	959	1012	9229	15590	400
Differenz	. 2		-102		-49		53				
B1	696	866	222	170	1012	1302	790	1132	10704	12729	700
Differenz	170		-52		290		342				
B2	1224	1284	634	801	1327	1307	639	506	10858	7185	1000
Differenz	<b>60</b>		167		-20		-133				
B3	444	566	-44	153	658	718	702	565	11728	7754	600
Differenz	122		197		60		-137				
B4	1070	1123	390	487	1302	1304	912	817	12072	17113	800
Differenz	53 9		7	7 2		-95					
B5	644	680	222	236	896	789	674	553	11753	9326	900
Differenz	36		14		-107		-121				
B6	1208	1268	862	823	1295	1301	433	478	10542	7750	300
Differenz	<u>z 60</u>		-39		6		45				
C1	х	446	х	43	х	480	х	437	х	5574	600
C2	х	640	х	505	Х	662	Х	157	Х	2870	800

In Abbildung 4.2 sind die Ganglinien der Grundwassermessstellen A1, A2, A3 und A4 dargestellt. Daraus geht hervor, dass bis Mitte Juni die Flurabstände deutlich geringer sind als in den Monaten Juli bis August. Dies deutet auf deutlich trockenere Bedingungen hin. Da in Tabelle 4.1 beide Phasen mit eingehen wird der Unterschied etwas verwischt. Insgesamt

können aber gut die generellen Bedingungen überblicksweise erfasst und Unterschiede von der kalten zur warmen Jahreszeit herausgestellt werden.

Die geringsten Schwankungen weisen GWMS B6, C1 und C2 auf. Dies liegt zum einen daran, dass die Messperiode kürzer war und somit nur ein begrenzter Zeitraum erfasst wurde. Zum anderen wurde aber auch der maximale Messbereich der capacity rods überschritten. Dadurch kann die tatsächliche Schwankung konnte nicht aufgezeichnet werden.

Allgemein lässt sich ablesen, dass die Messstellen A2, A3, A4, B1 und B6 bei tiefen Grundwasserständen eine hohe Variabilität aufweisen. Die Mittelwerte der Flurabstände liegen mit Ausnahme von GWMS A1 alle tiefer als in der Messperiode Herbst/Winter. Dies ist auf den Sommereinfluss mit einzelnen Starkregenereignissen und längeren Trockenphasen zurückzuführen. Von den Zehn GWMS der Traverse A und B fallen im Spätherbst phasenweise vier GWMS trocken, während des Frühsommers waren es sechs GWMS.



Abb. 4.2: Vergleich der Flurabstände der Traverse A (Die Absenkungen an GWMS A3 und A4 ab dem 18.7.2002 resultieren aufgrund der Probenentnahme mittels APEG)

# 4.1.4 Verlauf der hydrochemischen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert

Im Zeitraum vom 25. April bis 24. Juli wurden insgesamt 23 Stichtagsbeprobungen der GWMS sowie der Oberflächengewässer durchgeführt. Dabei wurden vor Ort Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert gemessen. Die Temperatur wurde durch Capacity rods in jeder GWMS in zehnminütiger Auflösung aufgezeichnet. Die entnommenen Wasserproben wurden im Labor auf Silikat, Kationen und Anionen untersucht.

#### 4.1.4.1 Temperatur

Die Traversen A und B sowie die beiden Feuchtflächennahen GWMS C1 und C2 haben jeweils unterschiedlich lange Messperioden, so dass der Temperaturverlauf anhand von nur einer Traverse aufgezeigt wird. Da einzelnen Messstellen aus Traverse B trocken fielen, wird Traverse A genauer untersucht. Der Temperaturverlauf dieser vier GWMS geht aus Abbildung 4.3 hervor.



Abb. 4.3: Temperaturverläufe der GWMS entlang der Traverse A.

Das Verhalten der Grundwassertemperaturen zeigt über die gesamte Messzeit ein homogenes Bild (Abb. 4.3). Bei allen Beobachtungspunkten liegt die Ausgangstemperatur Anfang Mai knapp über sieben Grad. Eine Woche später beginnen die Temperaturen gleichmäßig zu steigen, um dann Ende Mai eine Woche lang bei circa neun Grad zu stagnieren. Es folgt ein erneuter Anstieg, der Mitte Juni bei zehn Grad endet. Mitte Juni (vom 16.6.2002 bis 27.6.2002) steigen die Temperaturen innerhalb von nur elf Tagen um etwa drei bis vier Grad an, ehe sie bei 13 bis 14 Grad annähernd konstant verlaufen. Deutlich ist dabei zu beobachten, wie sich ein immer größer werdender Temperaturgradient zwischen den einzelnen Grundwassermessstellen ausbildet. Ein direkter Zusammenhang zwischen Temperatur und Flurabstand ist nicht nachzuvollziehen. Die Temperaturanstiege fangen in etwa zeitgleich an und hören auch wieder synchron auf. Um die Einflussgrößen auf diese Temperaturabstufung zu ermitteln, wurden Lufttemperatur und Niederschlag mit den Temperaturganglinien in Korrelation gesetzt (siehe Abb. 4.4).

Dazu wurden jeweils die Anfangs- und Endzeiten der Lufttemperaturanstiege mit den Wassertemperaturanstiegen verglichen. Während des dreimonatigen Untersuchungszeitraums kam es zu je drei Temperaturanstiegsphasen in Grundwasser und Lufttemperatur. Die auf diese Weise erhaltenen Geraden zeigen in etwa die gleiche Steigung. Dadurch erscheint ein kausaler Zusammenhang realistisch. Um den Einfluss des Niederschlags auf die Grundwassertemperatur zu untersuchen, wurden die Anfangszeiten von größeren Ereignissen mit den Anfangszeiten der Wassertemperaturanstiege verglichen. Dabei wurden für die ersten beiden Ereignisse Verzögerungszeiten von jeweils zehn Tagen ermittelt, für das dritte Ereignis waren es elf Tage. Auch hier besteht ein deutlicher kausaler Zusammenhang.

Warum der Temperaturgradient zwischen den GWMS allmählich größer wird lässt sich nicht endgültig klären. Mit Ausnahme der GWMS A1 ändert sich bei den anderen GWMS die Rangfolge während des Untersuchungszeitraumes zum Teil mehrfach. Allgemein kann festgestellt werden, dass entlang der Traversen A und B ein Temperaturgradient vorhanden ist, vorfluterparallel jedoch keiner (siehe Abb. 4.3 und Abb. A1 im Anhang).

Die Grundwassertemperatur wird an einzelnen GWMS auch direkt durch den Niederschlag beeinflusst. Deutlich treten Ende Mai und Mitte Juli bei GWMS A3 Peaks in der Temperaturkurve auf. Diese fallen zeitlich mit den Anstiegen der entsprechenden Flurabstände zusammen. Bei den anderen GWMS ist dagegen keinerlei Reaktion festzustellen.



Abb. 4.4: Verlauf von Niederschlag, Lufttemperatur und Wassertemperaturen. Die Geraden zeigen eine Korrelation zwischen Lufttemperatur und Wassertemperatur. Die eingezeichneten zeitlichen Abstände stellen eine Korrelation zwischen Niederschlag und Wassertemperatur dar.

Ein Vergleich der Grundwassermessstellen und der der Wassertemperaturen zeigt, dass der Feuchtflächenentwässerungsgraben eine ähnliche Oberflächengewässer Temperaturspanne aufweist wie die Grundwassermessstellen (siehe Tab. A3 im Anhang). Dagegen sind der Quellbach und der Entwässerungsgraben mit Höchsttemperaturen von 9,3°C beziehungsweise 9,0°C deutlich kühler. Der St. Wilhelmer Talbach zeigt im Vergleich zu den anderen Oberflächengewässern ein sehr ausgeglichenes Verhalten. Sowohl das Maximum mit 12,8°C als auch das Minimum mit 8,1°C liegen zwischen den Temperaturen von Quellbach und Feuchtflächenentwässerungsgraben.

#### 4.1.4.2 Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Mit Minima von 15,1  $\mu$ S/cm und Maxima von 337  $\mu$ S/cm unterliegen die elektrischen Leitfähigkeiten (LF) der GWMS in ihrem zeitlichen Verlauf hohen Schwankungen. Außer eines von Ende April bis Mitte Mai dauernden kontinuierlichen Anstiegs der Leitfähigkeiten der meisten GWMS (siehe Abb. A2 im Anhang), lässt sich kein klarer Trend erkennen. Dies kann unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass die Stichtagsbeprobung ausschließlich vor oder nach Ereignissen stattfand und daher nur der Trockenwetterabfluss beprobt wurde.

Die Leitfähigkeit der Oberflächengewässer schwankt über den gesamten Beobachtungszeitraum nur geringfügig. Dabei unterscheiden sich die Leitfähigkeiten der einzelnen Oberflächengewässer signifikant voneinander (Abb. 4.5). Die geringsten Leitfähigkeiten weist der St. Wilhelmer Talbach auf, mit Werten zwischen 37 und 45  $\mu$ S/cm. Ihm folgt der Feuchtflächenentwässerungsgraben mit 54 bis 68  $\mu$ S/cm, dessen zwei Wehre sich kaum voneinander unterscheiden. Der Quellbach hat Leitfähigkeiten zwischen 52 und 75  $\mu$ S/cm. Er weist die höchsten Schwankungen auf. Die höchsten Werte mit 71 bis 82  $\mu$ S/cm



Die pH-Werte der Oberflächengewässer schwanken von 6,0 bis 7,9 (siehe Abb. A3 im Anhang). Die Schwankungen der GWMS mit 5,8 bis 7,3 liegen zwar in der selben Größenordnung (siehe Abb. A4 im Anhang), sind aber ausgeglichener. Es ist anzunehmen, dass die pH-Werte der Oberflächengewässer durch einen Tagesgang überlagert werden (WENNINGER 2002). Dies erklärt die größeren Schwankungen der Oberflächengewässern. Ein zeitlicher Trend kann in beiden Fällen nicht ausgemacht werden.

#### 4.1.4.3 Diskussion

Die Routinebeprobung umfasst drei Monate, und beinhaltet den Übergang vom Frühling zum Sommer. Dies bedeutet eine uneinheitliche Wetterlagen mit sehr feuchten Perioden, aber auch mit Trockenwetterphasen. Niederschläge gab es als Gewitter. Sie wiesen dem zufolge hohe Intensitäten auf. Der mittlere langjährige Abfluss der Brugga (MQ) wurde an 15 Ereignissen übertroffen. Allerdings fiel der Abfluss sehr schnell wieder deutlich unter diese Marke ab. Über drei Viertel des Untersuchungszeitraums war der Abfluss der Brugga geringer als ihr MQ.

Ein jahreszeitlicher Vergleich erfolgte anhand einer Messkampagne vom Winter 2001. Ein direkter Vergleich der Flurabstände ist zwar möglich, aber aufgrund unterschiedlich langer Beprobungszeiträume nur bedingt durchzuführen. Prinzipiell können dabei folgende Aussagen getroffen werden.

Werden die Ganglinien der Flurabstände der Traverse A (siehe Abb. 4.2) verglichen, wird das abweichende Verhalten der GWMA A1 von dem der anderen GWMS deutlich. Während sich bei den anderen ein jahreszeitlicher Verlauf bemerkbar macht, ist dies an der GWMS A1 nicht festzustellen. Dies lieg zum einen an den ständig gespannten Verhältnissen, zum andern ist auch ein anderer speisender Grundwasserkörper anzunehmen (Vgl. dazu Kapitel 4.15 und 4.16).

Das Temperaturverhalten der Grundwassermessstellen fiel überraschend aus. Bisherige Untersuchungen im Winter (WENNINGER 2002) zeigten keine grundsätzlichen Unterschiede der einzelnen Messstellen. Auch zu Beginn dieser Messkampagne lagen alle Temperaturen der GWMS zwischen 7 und 7,5 °C dicht beieinander. Erst ab Mitte Mai differenziert sich das Bild. Ende Juni ist ein Temperaturunterschied von circa 2 °C vorhanden. Wie in Kapitel 4.1.4.1 beschrieben und in Abbildung 4.4 dargestellt, besteht ein starker Zusammenhang zwischen Grundwasser- und Lufttemperatur sowie zwischen Grundwassertemperatur und Niederschlag. Da jedoch die beeinflussende Größe nicht sicher festgelegt werden kann, lässt sich keine abschließende Beurteilung abgeben. Denkbar ist ein warmer Niederschlagseinfluss, der schnell über das Blockschuttfeld eingebracht wird, wodurch sich ein Temperaturgradient über das Testfeld aufbaut.

Aufgrund von Bodensondierungen wurden für die überdeckende Aquitarde kf-Werte von  $2,3\cdot10^{-7}$  bis  $1,5\cdot10^{-6}$  m/s ausgewiesen (WENNINGER 2002). Geht man von der ermittelten

Reaktionszeit von zehn beziehungsweise elf Tagen aus, bis die Grundwassertemperatur auf ein Niederschlagsereignis reagiert, können circa 20 bis 130 Zentimeter Wassersäule infiltrieren. Das differenzierte Temperaturprofil ist also auch auf unterschiedliche Überdeckungen im Testfeld (siehe Abb. 2.8) zurückzuführen

Abbildung 4.3 zeigt deutlich, dass die Temperatur von GWMS A3 durch den Niederschlag direkt beeinflusst wird. Für die anderen GWMS ist dabei der Umkehrschluss möglich und der Nachweis erbracht, dass keine direkte Niederschlagsbeeinflussung stattgefunden hat.

# 4.1.4.4 Fazit

Es wurde festgestellt, dass GWMS A1 im Gegensatz zu allen anderen GWMS keiner Jahreszeitlichen Abhängigkeit in der Wasserstandsganglinie unterliegt. Der Grund dafür liegt in den ständig gespannten Verhältnissen dieser Messstelle.

Aufgrund der höheren Wassertemperaturen an der GWMS A1 ist anzunehmen, dass der speisende Grundwasserkörper eher oberflächennahen Schichten zuzuordnen ist und dadurch einer schnelleren Erwärmung unterliegt. Jedoch lässt sich das Zustandekommen des Temperaturprofils nicht abschließend klären.

Deutlich zeigt sich allerdings das ein direkter Niederschlagseinfluss auf die GWMS ausgeschlossen werden kann, mit Ausnahme der GWMS A3. Damit bestätigt sich die Annahme einer wenig durchlässigen überdeckenden Schicht.

### 4.1.5 Verlauf der hydrochemischen Parameter Hauptionen und Silikat

Das Verhalten der chemischen Parameter Kationen, Anionen und Silikat soll exemplarisch an der hangnahen GWMS A1 und der Feuchtflächennahen GWMS A4, sowie am Feuchtflächenentwässerungsgraben und dem St. Wilhelmer Talbach dargestellt werden (Abb. 4.6 bis Abb. 4.10).

Dazu wurde in diesem Kapitel der zeitliche Verlauf der einzelnen Ionenkonzentrationen untersucht, im darauffolgendem Kapitel wird dann der Focus auf das räumliche Verhalten der Hauptionen und des Silikats gelegt.

#### 4.1.5.1 Anionen

Bei den Anionen liegt das *Chlorid* mit Werten von 0,52 bis 2,36 mg/l im erwarteten Bereich (WENNINGER 2002). Generell sind die Konzentrationen der Oberflächengewässer etwas tiefer und unterliegen auch einer geringeren zeitlichen Variabilität.

Die Nitratkonzentrationen in **GWMS** A1 und A4 sind die geringer als Chloridkonzentrationen, haben aber einen ähnlichen zeitlichen Verlauf (siehe Abb.4. und 4.7). Nur im späten Frühjahr, zu Beginn der Messreihe liegen die Nitratkonzentrationen noch deutlich höher. Gänzlich anders sieht das Bild bei den Oberflächengewässern aus. Hier liegen die Nitratkonzentrationen fast ständig über denen des Chlorids. Mit absoluten Werten von 1,07 bis 2,66 mg/l ist die Variabilität höher als bei allen anderen Ionen, mit Ausnahme des Calciums. Klar ist auch ein Unterschied des Quellbachs und Entwässerungsgraben im Vergleich zur Feuchtfläche und zum St. Wilhelmer Talbach festzustellen.



Abb.4.6: Hauptionen und Silikat der GWMS A1 während der Stichtagsbeprobung.

Die *Sulfatkonzentrationen* haben in der hangnahen GWMS A1 einen ausgeglichenen Verlauf bei Werten ähnlich den Chlorid- und Nitratwerten. Dieses Bild ändert sich allerdings bei Betrachtung der feuchtflächennahen GWMS A4 (Abb. 4.7): Hier hat das Sulfat eine Schwankungsbreite von 2,03 – 4,89 mg/l mit durchschnittlichen Werten von 3,19 mg/l. Damit hebt es sich klar vom Chlorid und Nitrat ab, deren Werte bei 0,72 beziehungsweise 0,45 mg/l liegen. Bei hohen Wasserständen ist ein Rückgang der Sulfatwerte zu beobachten, Anfang Mai beträgt dieser Rückgang 59 %, Anfang Juni 35 %. Beide Male wurde kurz vorher eine Verminderung des Flurabstandes registriert. Bei den Oberflächengewässern sind die Sulfatverläufe ausgeglichener mit ähnlich hohen Werten wie bei den GWMS (siehe Abb. 4.8 und 4.9). Allerdings nehmen auch hier sowohl die Schwankungsbreite als auch die absoluten Konzentration vom Quellbach über den Entwässerungsgraben und die Feuchtfläche bis zum St. Wilhelmer Talbach ab.



Abb. 4.7: Hauptionen und Silikat der GWMS A4 während der Stichtagsbeprobung.

#### 4.1.5.2 Kationen

Bei den Kationen ist in der *Natriumkonzentration* der hangnahen GWMS A1 kein Trend zu erkennen (Abb. 4.6). Wie beim Sulfat treten Minima in der feuchtflächennahen GWMS A4 jeweils kurz nach einem ausgeprägten Grundwasseranstieg auf (Abb. 4.7). Unterschiede zwischen Oberflächengewässer und Grundwassermessstellen in der Konzentration sind nicht festzustellen. Wie bei allen anderen Ionen auch, verlaufen die Ganglinien der Oberflächengewässer ausgeglichener (Abb. 4.8 und 4.9).

Das *Kalium* unterliegt geringen Schwankungen in den GWMS, ein Trend kann nicht ausgemacht werden. In den Oberflächengewässern weist das Kalium durchweg die geringsten Konzentrationen auf (Abb. 4.8 und 4.9).Sie liegen zwischen 0,19 und 0,72 mg/l. Hier sind auch keine Unterschiede vom Hang zum St. Wilhelmer Talbach auszumachen. In den GWMS werden die Kaliumkonzentrationen phasenweise noch vom Nitrat unterboten.

Die *Magnesiumkonzentrationen* nehmen vom Hang zum St. Wilhelmer Talbach hin ab. In GWMS A1 liegen die Konzentrationen im Mittel bei 4,14 mg/l während sie bei GWMS A4 auf 1,01 mg/l zurückgegangen sind. Unterlegt wird dies durch GWMS A3 mit einer mittleren

Konzentration von 1,40 mg/l. Dieser Trend ist auch bei den Oberflächengewässern vorhanden, allerdings hat schon der Quellbach einen niedrigeren Mittelwert mit 1,65 mg/l. Noch einmal einen deutlichen Rückgang zeigt der St. Wilhelmer Talbach im Vergleich zum Feuchtflächenentwässerungsgraben mit 0,82 beziehungsweise 1,42 mg/l als mittlere Konzentrationen.



Abb. 4.8: Hauptionen und Silikat des unteren Wehres während der Stichtagsbeprobung.



Abb. 4.9: Hauptionen und Silikat des St. Wilhelmer St. Wilhelmer Talbachs während der Stichtagsbeprobung.

Das *Calcium* unterscheidet sich in GWMS A1 deutlich von den anderen Ionen. Die Konzentrationen schwanken von 6,67 bis 32,17 mg/l sehr stark. Auch bei den anderen GWMS unterliegen die Calciumkonzentrationen hohen Schwankungen, allerdings liegen die absoluten Konzentrationen mit 5,23 und 10,52 mg/l sehr viel niedriger. Bei den Oberflächengewässern weist der Quellbach ebenfalls Konzentrationen auf, welche denen der

GWMS ähnlich sind, beim Entwässerungsgraben ist dagegen schon ein deutlich geringerer Konzentrationsverlauf festzustellen (Abb. A14 im Anhang). Diese Abschwächung setzt sich im Feuchtflächenentwässerungsgraben noch weiter fort, wo die mittlere Konzentration von 8,9 mg/l nur noch vom St. Wilhelmer Talbach mit 6,67 mg/l unterboten wird.

#### 4.1.5.3 Silikat

Das *Silikat* in GWMS A4 verläuft ähnlich wie das Sulfat (Abb. 4.7). Bei hohen Wasserständen zeigt es deutliche Verdünnungserscheinungen. Der Konzentrationsverlauf ist bei Mittelwerten von 3,6 mg/l im St. Wilhelmer Talbach, 2,99 mg/l in GWMS A4 und 3,64 mg/l in GWMS A1 sehr variabel.

Für einen direkten Vergleich der Ionenkonzentrationen der feuchtflächennahen Messstellen (GWMS A4, C1 und C2, sowie oberes und unteres Wehr) wurden Silikat zur exemplarischen Darstellung gewählt (Abb.4.10).

Beim Silikat fällt eine sehr große Variabilität an der GWMS A4 auf. Die Konzentrationen bewegen sich von knapp zwei mg/l bis gut vier mg/l. Im Vergleich dazu sind die anderen Messstellen eher ausgeglichen, mit Werten hauptsächlich zwischen 3,3 und vier mg/l. Die Konzentrationen des oberen und unteren Wehrs liegen nah beieinander, wobei das obere Wehr fast durchgehend etwas niedrigere Werte aufweist. Die GWMS C2 ist in ihren Silikatkonzentrationen so gut wie identisch mit denen des oberen Wehrs, dagegen liegen die Werte der GWMS C1 meist darunter. Der St. Wilhelmer Talbach ist als sehr ausgeglichen einzuordnen. Er liegt im mittleren Konzentrationsbereich. Ende Mai und Anfang Juli zeigt er die höchsten gemessenen Konzentrationen der verglichenen Messstellen.



Abb. 4.10: Silikatkonzentrationen der GWMS A4, C1, C2 des oberen und unteren Wehres sowie des St. Wilhelmer Talbach

#### 4.1.5.4 Diskussion

Die Routinebeprobung erfolgte über drei Monate. Abgesehen von zwei Ausnahmen erfasst sie Trockenwetterverhältnisse. Diese Ausnahmen, bei denen während eines Niederschlagsereignisses beprobt wurde, wurden aus dem Umfang der Stichtage herausgenommen. Mit Beginn der warmen Jahreszeit nahmen die Flurabstände allgemein ab, so dass insbesondere beim Silikat ein Aufkonzentrieren erwartet wurde. Die Zeitreihen zeigen jedoch bei allen Ionen (mit Ausnahme des Calciums) keinen ausgeprägten Trend und verlaufen im Rahmen einer bestimmten Variabilität eher ausgeglichen. Dies gilt sowohl für die Grundwassermessstellen als auch – noch deutlicher - für die Oberflächengewässer.

Zu der natürlichen Variabilität kommt der analytische Fehler. Die vorgenommene Fehlerbetrachtung der Hauptionen (siehe Tabelle 3.1) zeigt speziell beim Calcium einen relativ hohen mittleren Fehler von 8,5 Prozent. Und dies ist auch der Parameter mit der höchsten Variabilität. Die Auswertung der Ergebnisse wird dadurch erschwert, dass nicht immer zwischen natürlicher und analytischer Ursache unterschieden werden kann.

Die unterschiedlich hohen Konzentrationen der Wasserinhaltstoffe sind hauptsächlich durch unterschiedlich große geogene Freisetzung und unterschiedliche Sorptionseigenschaften zu erklären. So findet sich ein relativ großer Anteil an calciumhaltigen Plagioklasen im Einzugsgebiet. Anthropogen wird Calcium durch Waldkalkungen per Hubschrauber eingebracht. Calcium wird zudem leicht ausgewaschen (vgl. Kapitel 3.3.2).

Die Minerale Biotit und Cordierit aus deren Verwitterung Magnesium frei wird, kommen im Einzugsgebiet in sehr viel geringeren Konzentrationen vor. Obwohl Magnesium wie (Calcium) leicht ausgewaschen wird, sind die Konzentrationen der Proben sehr viel geringer.

Kalium wird sehr stark an Tonmineralen adsorbiert und selektiv von Pflanzen aufgenommen. Auch wenn es aus den relativ häufig vorkommenden Mineralen Orthoklas und Biotit leicht ausgewaschen wird kommen keine nennenswerten Kaliumkonzentrationen vor.

Gesteine mit höheren Chlorid- oder Natriumgehalten sind im Einzugsgebiet nicht vorhanden. Sie werden leicht ausgewaschen und je nach Wetterlage in geringen Mengen durch den Niederschlag eingetragen. Organische Tierexkremente enthalten ebenfalls Chlorid. Nitrat und Sulfat werden zum Teil atmogen eingetragen, überwiegend jedoch anthropogen durch Düngung. Sie unterliegen verstärkt Wechselwirkungen mit mikrobiellen Prozessen in der Bodenzone. Auf den systematischen Vergleich der einzelnen Messstellen untereinander in Hinblick auf die absoluten Konzentrationen wird in Kapitel 4.1.6. eingegangen.

#### 4.1.5.5 Fazit

Das Schwankungsverhalten fast aller untersuchter Parameter kann über den Zeitraum von Ende April bis Ende Juli als allgemein ausgeglichen dargestellt werden. Einzige Ausnahme stellt das Calcium dar, welches sich einerseits in den absoluten Konzentrationswerten, andererseits in der Intensität der Schwankungen deutlich von den anderen untersuchten Ionen abhebt. Dies lässt sich mit den regelmäßig durchgeführten Waldkalkungen, welch mit dem Hubschrauber durchgeführt worden sind, erklären. Für diese Waldkalkungen wird Granulat benutzt, welches zuerst oberflächlich akkumuliert um dann sukzessive durch Niederschlag gelöst zu werden und in den Boden zu gelangen.

Die meist stark erhöhten Werte an der GWMS A1 deuten auf einen oberflächennahen Grundwasserkörper hin (vgl. .Kapitel 4.1.6).

Innerhalb des gesamten Beprobungszeitraumes unterliegen die meisten Parameter zwar zum Teil hohen Variabilitäten, über den gesamten Beprobungszeitraum gesehen liegen jedoch für die meisten Parameter konstante Verhältnisse vor. Dies lässt auf gleichförmige Fließbewegungen am Hangfuß und in der Talaue schließen.

#### 4.1.6 Räumliche Variabilität der hydrochemischen Parameter

Im Vergleich der Zeitreihen und damit des zeitlichen Verlaufs der chemischen Parameter wird die räumliche Ausprägung nur schwer erfasst. Wichtig ist jedoch auch gerade diese räumliche Variabilität zu erfassen um Aussagen über das Verhalten verschieden exponierter Messstellen treffen zu können und diese miteinander zu vergleichen und in Bezug zueinander zu setzen. Dazu werden die einzelnen Parameter im Profilverlauf betrachtet um herauszufinden, ob ein Zusammenhang zwischen Hangpositionen und hydrochemischer Signatur besteht.

Angefangen mit dem Hang, über die Hangnahen Oberflächengewässer Quellbach und Entwässerungsgraben den Hangfußbereich und Terrasse bis zum Feuchtflächennahen Bereich mit den Messstellen A4, C1 und C2, nach welchen noch die Feuchtfläche selbst mit dem oberen und unteren Wehr dargestellt ist. Anschließend ist noch die Traverse B aufgeführt, bei welcher jedoch kein klarer Trend ersichtlich war. Zum Schluss steht noch der St. Wilhelmer Talbach als übergeordneter integraler Wert des gesamten Einzugsgebiets.

Die Ergebnisse wurden mit Hilfe von "box plots" dargestellt. Jede dieser "box plots" charakterisiert die zeitliche Variabilität eines Parameters an einer bestimmten räumlichen Position, allerdings ohne dessen zeitlichen Verlauf widerzuspiegeln. Dargestellt werden der Median, sowie das 10'er, 25' er, 75' er und 90' er Percentil.

Für einige Parameter kann eine tendenzielle Veränderung entlang der Fließwege festgestellt werden, einige zeigen eine deutliche Differenz zu den Oberflächengewässern oder auch untereinander.

Die *Chloridkonzentrationen* (Abb. A16 im Anhang) zeigen keine eindeutige Tendenz in ihrer räumlichen Verteilung. Die Werte der Oberflächengewässer liegen im Mittel bei 1,15 mg/l und sind auch in ihrer zeitlichen Variabilität stark eingeschränkt. Ganz im Gegensatz zu den GWMS welche fast durchweg eine hohe Variabilität haben, sowohl zeitlich als auch räumlich. Es liegen einzelne Ausreißer vor, wie die GWMS B5 mit mittleren Werten von 3,4 mg/l.

*Nitrat* (Abb. A17 im Anhang) zeigt eine starke Erhöhung bei den Oberflächengewässern im Vergleich zu den GWMS. Auffallend ist eine sehr hohe Variabilität des Nitrats mit Werten von knapp über 0 mg/l bis 3,5 mg/l. Wobei auch sehr nah zusammen liegende GWMS wie C1 und C2, welche nur 7m voneinander entfernt sind, große Unterschiede aufweisen können. Eine Tendenz ist wie beim Chlorid nicht ersichtlich.

Die *Sulfatkonzentrationen* (Abb. 4.11) zeigen an GWMS A1 einen starken Ausreißer nach unten. GWMS A1 scheint hier vollkommen abgekoppelt von den Oberflächengewässern. Ausgehend von den Oberflächengewässern des Quellbachs und des Entwässerungsgrabens liegt eine tendenzielle Abnahme der Sulfatkonzentrationen entlang der Traverse A bis zur vorfluternahen GWMS A4 vor. Ebenso ist eine Abnahme von der talaufwärtigen GWMS C2 über C1 zur GWMS A4 zu sehen. Die Feuchtflächenmessstellen mit dem oberen und unteren Wehr zeigen beide deutlich höhere Werte als die GWMS der Traverse A. Bei Traverse B ist indes keine Tendenz auszumachen, die einzelnen GWMS zeigen sehr hohe Variabilitäten. Der St. Wilhelmer Talbach liegt (abgesehen von den zwei Ausreißern an GWMS A1 und B6) im unteren Bereich und weist eine sehr geringe Variabilität auf.



Abb. 4.11: Räumliche und zeitliche Variabilität des Sulfats.

Die *Natriumkonzentrationen* (Abb. A20 im Anhang) zeigen eine sehr hohe Variabilität an nahezu allen Messstellen, mit Ausnahme der GWMS B2, welche nach unten ausreißt aber gleichzeitig den engsten Wertebereich besitzt. Die höchste Variabilität liegt an GWMS A1 vor mit Werten von 1,8 mg/l bis 3,7 mg/l. Eine Tendenz lässt sich nicht ausmachen.

Die *Kaliumkonzentrationen* (Abb. A19 im Anhang) liegen in einem ausgeglichenen Wertebereich von 0,3 mg/l bis 1,8 mg/l mit einem Ausreißer an GWMS B6. Auffallend erhöhte Werte zeigen sich an GWMS A1 und C1.

Das *Magnesium* (Abb. A18 im Anhang) hat einen sehr engen Wertebereich von 0,8 mg/l bis 2,4 mg/l. Nur die GWMS A1 fällt hier deutlich nach oben hin aus dem Rahmen. Beide Traversen liegen sehr eng um einen Mittelwert von 1,3 mg/l. Der St. Wilhelmer Talbach hat den geringsten Mittelwert mit 0,9 mg/l.

Beim *Calcium* (Abb. 4.12) zeichnet sich die GWMS A1 mit der höchsten Variabilität sowie den höchsten absoluten Werten aus. Die Oberflächengewässer Quellbach und Entwässerungsgraben sind im Vergleich zu den restlichen Messstellen, mit Ausnahme von A1, sehr hoch Konzentriert. Im weiteren Verlauf in Richtung Vorfluter nehmen diese Konzentrationen stark ab bis zu einem Minimum in der feuchtflächennahen GWMS A4. Ebenso wie beim Sulfat steigt die Konzentration wieder talaufwärts bis zu einem Maximum in GWMS C2. Die Messstellen der Feuchtfläche zeigen in etwa die selben Konzentrationen wie die GWMS C2. An der Traverse B ist dagegen eher eine sinkende Tendenz zum Vorfluter hin vorhanden. Der St. Wilhelmer Talbach zeigt auch hier die geringsten Konzentrationen, ähnlich denen der GWMS A4.

Beim Silikat (Abb. 4.13) zeigt die GWMS A1 die höchste Variabilität. Die Oberflächengewässer Quellbach und Entwässerungsgraben besitzen mit mittleren Werten von 3,8 mg/l beziehungsweise 4,2 mg/l die höchsten Konzentrationen aller Messstellen. Die GWMS A2 liegt in der Konzentration deutlich unterhalb der GWMS A1. Dieses Charakteristikum findet sich ebenfalls bei den anderen Ionen, mit Ausnahme des Sulfats. Von der GWMS A1 bis zur Feuchtflächennahen Messstelle A4 ist ein ausgeprägter Anstieg in traversaler Richtung festzustellen. Erwartungsgemäß liegen die beiden GWMS C1 und C2 sowie die beiden Wehre in den mittleren Silikatwerten nah beieinander. Interessant ist der Konzentrationssprung von der GWMS A4 zu den anderen feuchtflächennahen Messstellen, welcher mit einer angenommenen direkten Fließrichtung vom Hang zum Vorfluter nicht erklärt werden kann.



Abb. 4.12: Räumliche und zeitliche Variabilität des Calciums.



Abb. 4.13: Räumliche und zeitliche Variabilität des Silikats.

Die Traverse B zeigt ein sehr heterogenes Bild mit einer hohen Variabilität. Der Ausreißer an der GWMS B6 erklärt sich einfach aufgrund fehlender Daten. Diese GWMS war bis auf zwei Probennahmetage ständig trocken, so dass nur zwei Messwerte in diesen Box plot eingegangen sind. Der Vollständigkeit halber wurde er dennoch dargestellt.

Der St. Wilhelmer Talbach zeigt mittlere Konzentrationen unterhalb des Quellbachs und Entwässerungsgrabens aber oberhalb der meisten GWMS wodurch sein integraler Charakter verdeutlicht wird.

Da ein besonderer Focus auf der Feuchtfläche liegt, wurden die GWMS A4, C1, C2, der Feuchtflächenentwässerungsgraben mit den Messstellen Wehr oben und Wehr unten, sowie der St. Wilhelmer Talbach in einem gesonderten Schaubild zum Vergleich dargestellt (Abb. 4.14).



Abb. 4.14: Vergleich der Hauptionen und Silikat an den GWMS A4, C1, C2 sowie der Oberflächengewässer Wehr oben (Wo), Wehr unten (Wu) und St. Wilhelmer Talbach (TB).

Allgemein ist Konzentrationsanstieg **GWMS** ein den von zum Feuchtflächenentwässerungsgraben und St. Wilhelmer Talbach beim Silikat, Nitrat, Sulfat, Magnesium und Calcium festzustellen, wobei der St. Wilhelmer Talbach bei den zwei Kationen Magnesium und Calcium sowie dem Anion Sulfat die niedrigsten Werte aufweist. Absteigende Konzentrationen sind beim Chlorid, Natrium und Kalium zu sehen, wobei die GWMS A4 meist deutlich geringere Konzentrationen hat als die zwei GWMS C1 und C2. Die beiden Messwehre haben außer beim Sulfat und Natrium in der Regel sehr ähnliche Werte, ebenso die beiden GWMS C1 und C2 welche auch nur sieben Meter auseinander liegen. Ausnahmen bilden hier das Nitrat und das Kalium.

#### 4.1.6.1 Diskussion

In die Box plots sind die Daten der 24 Stichtagsbeprobungen eingegangen. Allerdings lagen einige Messstellen gelegentlich trocken, so dass sich die Datenlage weiter ausdünnt. Einen Extremfall bildet dabei die GWMS B6, die nur an zwei Probenentnahmetagen genügend Wasser führte um Proben nehmen zu können. Diese GWMS ist daher auch nur der Vollständigkeit halber aufgenommen worden. Bis auf Sulfat, Calcium und Silikat konnte kein signifikanter Trend anhand der Konzentrationen ausgemacht werden. Die Variabilität einzelner Messstellen und Ionen kann ausgesprochen hoch sein.

Im Vergleich zu den Messergebnissen der ersten Messkampagne (WENNINGER 2002) zeigt sich, dass die zeitliche Variabilität in den Wintermonaten deutlich schwächer ausgeprägt ist als in den Sommermonaten. Dies ist mit einem verstärkten Einfluss der Verdunstung als auch mit einer erhöhten Produktivität der Pflanzen zu erklären. Über den gesamten Zeitraum gesehen, liegen die mittleren Konzentrationen der einzelnen Messstellen auf dem selben Niveau. Eine Ausnahme bildet hierbei das Sulfat, dessen mittlere Werte im Herbst/Winter bei drei mg/l liegen, im Frühling/Sommer dagegen bei 4,1 mg/l.

Aufgrund zum Teil sehr hoher zeitlicher Variabilität an einzelnen Messstellen sind abgeleitete positive oder negative Trends mit Vorsicht zu betrachten. Darüber hinaus ist ein Vergleich der bei Trockenwetterbedingungen entnommenen Proben nur bedingt möglich. Dafür sind die tatsächlichen Feuchtebedingungen der einzelnen Probenentnahmetage sehr unterschiedlich.

Für das Sulfat ist eine Abnahme der Konzentration einmal in traversaler Richtung und auch talabwärts von GWMS C2 zu GWMS A4 auszumachen. Da aufgrund nachfolgender Ereignisbeprobung angenommen wird, dass das Grundwasser vom Blockschuttfeld traversal in Richtung Vorfluter fließt, aber spätestens auf Höhe der Talaue durch eine starke talabwärtige Komponente überprägt wird (vgl. Kapitel 4.4), ist dies kein Widerspruch. Jedoch bedeutet dies, dass das Sulfat sich mit längerer Fließzeit im Boden abreichert. Da es sich wie bereits erwähnt um Trockenwetterabflüsse handelt kann diese Abreicherung nur bedingt aufgrund von Wechselwirkungen mit mikrobiellen Prozessen in der Bodenzone erklärt werden. Es wurden jedoch auch während der Routinebeprobung unterschiedliche Wasserstände beprobt, so dass dieses Argument wenigstens teilweise Gültigkeit hat.

Das Calcium zeigt das selbe Muster wie das Sulfat, hier kann die Abnahme mit dem Fließweg aufgrund der starken Bindung im Boden durch Tonminerale erklärt werden, welche dem Grundwasser sukzessive die Erdalkaliionen entziehen.

Die Zunahme des Silikats vom Hang in Richtung Vorfluter ist auf eine länger werdende Verweilzeit im Aquifer zurückzuführen.

Die festgestellten erhöhten Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, Magnesium, Calcium und Silikat an dem Quellbach und damit auch am Entwässerungsgraben deuten auf einen zum Testfeld hydrochemisch unterschiedlichen Grundwasserkörper. Da auch die GWMS A1 in vielen Fällen deutlich erhöhte Konzentrationen aufweist und zusätzlich noch die meist
höchste Variabilität besitzt ist anzunehmen, dass Wasser von der Vernässungsfläche um den Quellaustritt herum wieder infiltriert und zur GWMS A1 gelangt.

## 4.1.6.2 Fazit

Über den gesamten Zeitraum gesehen erweisen sich die chemischen Parameter als sehr konstant. Sie unterliegen jedoch einer höheren zeitlichen Variabilität im Sommer als im Winter, wie der Vergleich mit der Messkampagne von WENNINGER (2002) gezeigt hat.

Eine räumliche Abfolge der Ionenkonzentrationen über das gesamte Testfeld konnte am Silikat, Sulfat, und Calcium festgestellt werden Hier kam es mit länger werdendem Fließweg zu einem Konzentrationsanstieg beim Silikat, beim Sulfat und Calcium wurden geringer werdende Konzentrationen festgestellt. Das Verhalten des Sulfats konnte dabei nicht hinreichend erklärt werden.

Eine von den GWMS der Talaue abweichende Hydrochemische Signatur wiesen der Quellbach, Entwässerungsgraben und GWMS A1, die am Hangfuß positioniert sind. Dabei konnte die GWMS A1 aufgrund ihren mit dem Quellbach ähnlichen Ionenkonzentrationen dem selben Herkunftsraum zugeordnet werden. Untermauert wird diese Annahme durch den Temperaturverlauf der Messstellen, welcher in Kapitel 4.1.4.1 ausführlich beschrieben wurde.

# 4.2 Ergebnisse der Ereignisbeprobung

Während der dreimonatigen Routinebeprobung wurden die zeitlichen und räumlichen Reaktionen der GWMS und Oberflächengewässer in Hinblick auf ihre hydrochemischen Parameter untersucht. Über die Reaktion der hydrochemischen Signatur auf Niederschlagsereignisse kann damit jedoch keine Aussage getroffen werden. Um die hohe räumliche und zeitliche Hang- und Talauendynamik besser zu erfassen wurde Mitte Juli eine zeitlich hoch aufgelöste Ereignisbeprobung während eines Niederschlagsereignisses durchgeführt.

Ziel war unter anderem, frühere Ergebnisse (WENNINGER 2002) zu verifizieren, bei denen der Feuchtflächenabfluss quantifiziert und ein zusätzlicher Grundwasserabfluss von 30 Prozent ermittelt wurde. Dieser ist auf den Einfluss des "Piston-Flow-Effects" zurückgeführt worden. Um dies zu überprüfen sollte der direkte Niederschlagseinfluss auf die Feuchtfläche verhindert werden. Dazu wurde die Feuchtfläche mit einer Plane abgedeckt. Um dies technisch durchführbar zu machen, wurde die Einzugsgebietsfläche verkleinert. Dies geschah über ein zweites Messwehr (oberes Wehr), das so installiert wurde, dass die dorthin entwässernde Fläche klein genug war, um abgedeckt werden zu können. Die abgedeckte Fläche betrug 165 Quadratmeter.

Insgesamt wurden sieben automatische Probeentnahmegeräte (APEG) eingesetzt: ein APEG je an Talbach, oberem und unterem Wehr, sowie an den GWMS A3, A4 und B5. Dazu kam noch ein APEG zur Niederschlagserfassung. Im unteren Wehr wurde eine Multisonde installiert die Leitfähigkeit, pH-Wert und Wasserstand aufzeichnet. Im oberen Wehr wurde eine Leitfähigkeitsonde, ein Temperaturfühler sowie eine Drucksonde installiert, die alle mit einem Messkoffer (vgl. Kapitel 3.4.2) betrieben wurden.

## 4.2.1 Verlauf von Niederschlag und Abfluss

Wie schon in Kapitel 4.1.2 näher beschrieben, konnte für den Abfluss des St. Wilhelmer Talbaches aufgrund seiner hohen Korrelation mit dem Abfluss der Brugga am Pegel Oberried (Abb. 4.1) dieser herangezogen werden. Für den Niederschlag wurden die Daten der Klimastation Katzensteig herangezogen, sowie eine eigene Beprobung mit Hilfe eines Niederschlags APEG durchgeführt (Abb.4.15).



Abb. 4.15: Verlauf von Abfluss und Niederschlag während der Ereignisbeprobung. Es ist sowohl der Niederschlag der Klimastation Katzensteig wie auch der Niederschlag des eigenen APEG aufgezeichnet. Die Abflüsse beziehen sich dabei auf die Brugga am Pegel Oberried.

Deutlich zu erkennen sind ein kleines Niederschlagsereignis am Mittag des 10. Juli mit 6 Millimeter und mehrere kleine Einzelereignisse vom 13. bis zum 17. Juli mit geringen Niederschlagsmengen. Sie bewirken auch nur einen kleinen Anstieg des Abflusses um maximal 0,5 m<sup>3</sup>/s. Das Ereignis am Abend des 13.Juli hatte eine hohe Intensität, aber ergab nur eine Niederschlagssumme von vier Millimeter. Das ausgeprägte Ereignis am 17. Juli brachte eine Niederschlagsmenge von 52 Millimeter an der Station Katzensteig. In dessen Verlauf der Abfluss einen Maximalwert von 4,5 m<sup>3</sup>/s erreicht. Die Niederschlagsmengen wurden ebenfalls anhand der APEG-Aufzeichnung ermittelt. Die Abfüllvorrichtung ist so definiert, dass ein abgefülltes Niederschlagsvolumen von 3,6 cm<sup>3</sup> einer Niederschlagsmenge von zwei Millimeter entspricht. Die durch das Niederschlags APEG ermittelte Niederschlagssumme betrug 49,8 Millimeter, was die gute Vergleichbarkeit mit der Station Katzensteig verdeutlicht. Die Niederschlagsproben wurden auf ihre chemischen Inhaltsstoffe sowie Deuterium- und Sauerstoff-18-gehalte untersucht (Abb. 4.16 bis 4.19). Diese zeitlich hoch aufgelösten Inputdaten sind Grundlage einer anschließenden Ganglinienseparation. Für die Ereignisbeprobung wird der Fokus auf das Hauptereignis vom 17. Juli bis zum Morgen des 18. Juli gelegt. Dieses Ereignis lässt sich in drei Phasen einteilen: Zwei Hauptereignisphasen am Anfang und in der Mitte und eine kleine Ereignisphase zum Ende hin. Dabei zeigen die Ionenkonzentrationen im Niederschlag einen sehr differenzierten Verlauf (Abb. 4.16 und 4.17).



Abb.4.16: Zeitlicher Verlauf der Anionenkonzentrationen Chlorid, Nitrat und Sulfat im Niederschlag während der Ereignisbeprobung.

Unter den Anionen zeigt das Nitrat einen ähnlichen Verlauf wie das Sulfat. Dabei sind die Konzentrationen geringer. Zu Beginn der beiden Hauptphasen sinken die jeweiligen Konzentrationen stark ab, um gegen Ende wieder anzusteigen. Am Ende der zweiten Hauptereignisphase steigen beide Konzentrationen um ein Vielfaches. Das Chlorid unterliegt einer hohen zeitlichen Variabilität mit Werten von 0,15 bis 1,55 mg/l, ohne dass ein klarer Trend auszumachen ist.

Bei den prinzipiell eher niedrigen Werten, welche im Niederschlag zu erwarten sind, überraschen die hohen Schwankungen und der starke Anstieg bei Nitrat und Sulfat am Ende des Ereignisses. Wie jedoch schon in Kapitel 3.5.2 erwähnt, liegt der analytische Fehlerbereich nahe der natürlichen Variabilität. Dadurch kann nicht immer einwandfrei zwischen natürlicher und analytischer Ursache unterschieden werden, was die Interpretation erschwert.



Abb. 4.17: Zeitlicher Verlauf der Kationen Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium im Niederschlag während der Ereignisbeprobung.

Der zeitliche Verlauf der Kationen ist dagegen einheitlicher (Abb. 4.17). Zu Beginn der ersten Niederschlagsphase fallen alle Kationenkonzentrationen stark ab, um dann in der Zwischenphase wieder zu steigen. Diese Charakteristik kann auf die beiden folgenden Phasen übertragen werden. Dabei gibt es bei Calcium und Kalium extreme Ausreißer. Das Magnesium hat mit Werten unter 0,4 mg/l die geringsten Konzentrationen, gefolgt vom Kalium, das in den Peaks höhere Konzentrationen erreicht, ansonsten allerdings in der gleichen Größenordnung liegt. Das Natrium unterliegt mit Konzentrationen von 0,04 bis 1,36 mg/l der höchsten Variabilität. Es liegt im Mittel bei 0,36 mg/l jedoch deutlich niedriger als das Calcium. Dieses erreicht mit 1,1 mg/l im Mittel die höchsten Absolutkonzentrationen.

Sowohl bei den Anionen als auch bei den Kationen gibt es einige Ausreißer. Diese können durch analytische Fehler begründet sein. Ferner besteht die Möglichkeit, dass tierische Exkremente und Insekten in den Niederschlagsproben die Werte verfälschen. Dabei zeichnet sich ab, dass zu Beginn der drei Ereignisphasen bei allen Ionen ein Konzentrationsrückgang festzustellen ist. Gegen Ende der Phasen steigen die Konzentrationen zum Teil auf ein Vielfaches der Ausgangswerte an.

Neben den Ionen wurde bei der Ereignisbeprobung auch der Gehalt an Sauerstoff-18 und Deuterium bestimmt (Abb. 4.18 und 4.19).



Abb. 4.18: Zeitlicher Verlauf des Deuteriumgehalts im Niederschlag während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.19: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoff 18 im Niederschlag während der Ereignisbeprobung.

Die Deuteriumkurve (Abb. 4.18) zeigt eine ähnliches Verhalten wie die Hauptionen. Die Werte fallen von  $-34^{0}/_{00}$  auf  $-76^{0}/_{00}$  ab. Gegen Ende der ersten Niederschlagsphase werden die Niederschlagsproben isotopisch wieder schwerer bis mit  $-37^{0}/_{00}$  ein Zwischenhoch erreicht ist, auf welches ein jedoch deutlich geringeres Leichterwerden bis  $-45^{0}/_{00}$  folgt. Nach der zweiten Hauptereignisphase steigen die Werte erneut (bis auf  $-20^{0}/_{00}$ ) an. Jedoch ist hier festzuhalten, dass bei der Deuteriumanalyse technische Schwierigkeiten auftraten. Nach jedem in der Messserie vorkommenden Standard trat ein Memory-Effekt auf, durch den die nachfolgenden Proben jeweils nach oben oder nach unten beeinflusst wurden. Aus diesem

Grund wurde zusätzlich Sauerstoff-18 gemessen, um für die Ganglinienseparation fehlerfreie Inputdaten zur Verfügung zu haben.

Der zeitliche Verlauf von Sauerstoff 18 während des Ereignisses zeigt einen nahezu identischen Verlauf zu dem des Deuteriums, allerdings ohne das beim Deuterium beschriebene Zwischenhoch. Die Werte steigen zu Beginn des Ereignisses von  $-7^{0}/_{00}$  auf  $-6^{0}/_{00}$  an, um dann währen des Peaks der ersten Hauptphase auf ein Minimum von  $-11,3^{0}/_{00}$ abzufallen. Bis gegen Ende des Ereignisses steigen die Werte dann wieder bis auf  $-5^{0}/_{00}$  um danach konstante Konzentrationen bis zum letzten Messpunkt am 19.7.2002 12:00 Uhr beizubehalten, So bleibt festzuhalten, dass der Verlauf der Isotope zwar nicht den Erwartungen entspricht, nach welchen aufgrund von Fraktionierungseffekten wie dem Mengeneffekt zuerst die schweren Isotope ausregnen und mit fortlaufendem Ereignis immer mehr die leichten Isotope zum Tragen kommen. Jedoch spielen bei den komplexen Verhältnissen während eines Ereignisses auch viele andere Faktoren, wie sich ändernde Wind- oder Temperaturverhältnisse, eine Rolle.

## 4.2.2 Verlauf der hydrochemischen Parameter in Grund- und Oberflächengewässer

Die Ergebnisse der Ereignisbeprobung den ausgewählten Grundan und Oberflächengewässern sind in den Abbildung 4.20 bis 4.31 dargestellt. Einen direkten Vergleich der einzelnen Messstellen untereinander befindet sich in Abbildung A21 bis A27 des Anhangs. Die Probennahme erfolgte über die APEG. Aufgrund des zeitgleich durchgeführten Markierversuches wurden die APEG abwechselnd mit Glas- und PE-Flaschen bestückt, da für die Uraninbeprobung lichtundurchlässige Braunglasflaschen verwendet werden müssen, diese jedoch die Silikatkonzentrationen beeinflussen (KIENZLER 2001). Durch diese abwechselnde Probenflaschenanordnung fand zunächst eine zweistündige Beprobung statt. Im weiteren Verlauf wurden die Beprobungsintervalle vergrößert.

### 4.2.2.1 Silikat

Das Silikat hat bis zu Beginn des Ereignisses und den damit verbundenen Anstieg des Grundwasserspiegels einen ausgeglichenen Verlauf mit leicht ansteigender Tendenz sowohl in den GWMS A3 und A4 als auch in den Oberflächengewässern. Die mittleren Konzentrationen in dieser Phase sind mit 2,72 und 2,73 mg/l an den GWMS A3 beziehungsweise A4 deutlich niedriger als die der Oberflächengewässer mit 4,15 und 4,13 mg/l am oberen und unteren Wehr sowie 3,99 mg/l am Talbach. Mit einsetzen des Ereignisses

am 17. Juli um 6:00 Uhr kommt es an den Messstellen oberes Wehr, unteres Wehr und Talbach zu raschen Konzentrationsrückgängen um 32 bis 33%, bei den GWMS setzt die Verdünnung verzögert ein und fällt mit 25 bis 26 Prozentauch deutlich gedämpfter aus.

Schon nach dem ersten Drittel des Ereignisses setzt bei den Oberflächengewässern eine Konzentrationszunahme ein, welche gegen Ende des Ereignisses wieder annähernd die Ausgangswerte erreicht. Bei den GWMS ist auch hier eine deutliche Verzögerung festzustellen.

# 4.2.2.2 Anionen

Die Anionenkonzentrationen zeigen ein völlig uneinheitliches Bild, sowohl beim Vergleich der GWMS mit den Oberflächengewässern als auch bei deren Vergleich untereinander.

Der Verlauf des *Sulfats* ist dem des Silikats vergleichbar, wenn auch variabler (Abb. 4.20 bis 4.24) Dabei sind die mittleren Werte in den GWMS A3 und A4 mit 3,3 beziehungsweise. 2,73 mg/l deutlich geringer, als die mittleren Werte des Feuchtflächenentwässerungsgrabens mit 4,51 am oberen Wehr und 4,17 am unteren Wehr. Der Talbach liegt mit 3,05 mg/l im Bereich der GWMS.

Die Sulfatkonzentrationen des Talbachs liegen während der gesamten Ereignisphase unterhalb der Silikatkonzentrationen. Bei den anderen Messstellen liegen die Sulfatkonzentrationen höher. Der Verlauf von Sulfat und Silikat ist nahezu parallel mit einem Abstand von circa 0,5 mg/l. Am unteren Wehr und den GWMS A3 und A4 sind am Ende des Ereignisses gleich große Konzentrationen vorhanden. Mit anderen Worten bedeutet dies, dass das Sulfat nicht mehr seine Ausgangskonzentration erreicht, wie dies in allen Fällen beim Silikat zu sehen ist. Vielmehr sinken dessen Konzentrationen weiter, um schließlich unterhalb der Ausgangskonzentration ein stabiles Niveau zu erreichen.

Die *Chloridkonzentrationen* in den GWMS sind sehr variabel. Ein klarer Trend lässt sich nicht ausmachen. Jedoch sind die Verläufe der beiden GWMS ähnlich (Abb. 4.20 und 4.21), mit je drei Peaks während des Ereignises. Auch die absoluten Konzentrationen sind mit Werten von 0,07 bis 1,78 mg/l bei GWMS A3 und von 0,25 bis 1,89 mg/l bei GWMS A4 in der selben Größenordnung. Beim Talbach ist im ganzen Untersuchungszeitraums keine nennenswerte Reaktion festzustellen (Abb. 4.24). Die Konzentrationen liegen zwischen denen der GWMS und dem Feuchtflächenentwässerungsgraben. Hier verlaufen die Reaktionen an den beiden Wehren während des Ereignisses eher gegenläufig. Ist am unteren Wehr eine Konzentrationszunahme von 1,5 auf 2,5 mg/l festzustellen, so fällt die Konzentration im selben Zeitraum am oberen Wehr von 1,5 auf 1,0 mg/l ab.

Die *Nitratkonzentrationen* spielen an den GWMS keine Rolle. Ihre Werte bewegen sich zwischen 0 und 0,25 mg/l mit einer Ausnahme am 19. Juli an der GWMS A3 (Abb. 4.20). Hier gibt es einen Peak von 1,0 mg/l. Im Talbach können dagegen die höchsten Nitratwerte gemessen werden, mit Maximalwerten um 2,4 mg/l. Der Verlauf ist ausgeglichen.



Abb. 4.20: Ganglinien der Anionen und des Silikats der GWMS A3 während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.21: Ganglinien der Anionen und des Silikats der GWMS A4 während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.22: Ganglinien der Anionen und des Silikats des oberen Wehrs während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.23: Ganglinien der Anionen und des Silikats des unteren Wehrs während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.24: Ganglinien der Anionen und des Silikats des Talbaches während der Ereignisbeprobung.

## 4.2.2.3 Kationen

Allgemein verhalten sich die Kationen in ihrem zeitlichem Verlauf eher ausgeglichen. Die stärksten Reaktionen auf das Ereignis finden sich in GWMS A4. Fast ohne erkennbare Reaktion verläuft das Ereignis dagegen am Talbach.

Wie schon bei der Routinebeprobung (Kapitel 4.1) beschrieben, besitzt das *Calcium* die höchsten Konzentrationen mit Werten von 5,2 bis 15,8 mg/l. An allen Messstellen sind die Calciumkonzentrationen bis zum 17. Juli 0:00 Uhr stabil. Das obere und untere Wehr haben fast identischen Werte um 10,2 mg/l, gefolgt von der GWMS A3 mit Werten um neun mg/l. Der Talbach hat mit knapp acht mg/l noch deutlich höhere Konzentrationen als die GWMS A4. Hier liegen die Werte zwischen sechs und 6,5 mg/l. Zu Beginn des Ereignisses fallen zwei Messstellen auf. Es handelt sich dabei zum einen um den Talbach, bei dem eine deutliche Konzentrationsverringerung des Calciums stattfindet. Im weiteren Ereignisverlauf werden die Ausgangswerte wieder erreicht. Bei der GWMS A4 tritt der gegenteilige Effekt ein, mit einer anfänglichen Konzentrationserhöhung und einem anschließendem Rückgang zum Ausgangsniveau. Die anderen Messstellen verlaufen ähnlich in ihrer Variabilität, jedoch ohne ausgeprägten Trend.

Das *Natrium* ist das Kation, welches an allen Messstellen die zweithöchsten Konzentrationen von 1,2 bis 10,0 mg/l besitzt. Generell ist das Natrium sehr variabel, trotzdem kann nach einer relativ stabilen Vorereignisphase bei allen Messstellen ein leichter Konzentrationsrückgang festgestellt werden, der allerdings mehrfach von einzelnen hohen Peaks unterbrochen wird. Auch die mittleren Natriumkonzentrationen liegen nah beieinander, wobei der Talbach mit Werten um zwei mg/l die niedrigsten Konzentrationen aufweist. Etwas höher liegen sie bei den GWMS A3 und A4 sowie den beiden Wehren, die im Mittel bei etwa 2,5 mg/l liegen.

Sehr viel ausgeglichener sieht das Bild beim *Magnesium* aus. Mit Konzentrationen von 0,6 bis 3,0 mg/l liegt es zwischen Kalium und Natrium. In den Oberflächengewässern ist jeweils eine geringe Konzentrationsabnahme bei Ereignisbeginn zu erkennen. Bei den GWMS steigt dagegen die Magnesiumkonzentration zunächst an. Sie sinkt anschließend wieder auf das Ausgangsniveau. Dies ist besonders an GWMS A4 ausgeprägt. Hier folgt der Verlauf des Magnesiums dem des Calciums.

Die geringsten Konzentrationen von allen Messstellen hat das *Kalium*. Hier liegen fast alle Werte zwischen null und einem mg/l mit einigen extremen Ausreißern an den Grundwassermessstellen. Ein Trend ist nicht ersichtlich.

.



Abb. 4.25: Ganglinien der Kationen der GWMS A3 während der Ereignisbeprobung



Abb. 4.26: Ganglinien der Kationen der GWMS A4 während der Ereignisbeprobung.







Abb.4.28: Ganglinie der Kationen des unteren Wehres während der Ereignisbeprobung.



Abb. 4.29: Ganglinien der Kationen des Talbachs während der Ereignisbeprobung.

### 4.2.2.4 Sauerstoff-18

Die Sauerstoff-18 Werte der beiden Wehre liegen nah beieinander und zeigen den selben Verlauf. (Abb. 4.30). Einzig am Peak der ersten der ersten Ereignisphase treten höhere Differenzen  $(0,55\%_{00})$  auf. Ansonsten liegen die Werte der beiden Messstellen im Bereich des analytischen Fehlers um etwa 0,1 ‰ . Nach anfänglich konstanten Gehalten steigen die <sup>18</sup>O-Gehalte am unteren Wehr von -9,6 ‰ auf -8,6 ‰ an, um dann in mehreren Intervallen

wieder bis aufs Ausgangsniveau abzusinken. Am oberen Wehr ist wie bereits erwähnt der Verlauf fast identisch, allerdings fällt der <sup>18</sup>O Gehalt in der ersten Phase auf -10,1 ‰ ab. Im Vergleich dazu liegen die Werte an der GWMS A4 anfänglich bei circa -9,5 ‰ auf einem ähnlichen Niveau. Die Werte steigen auch in etwa zeitgleich an. Allerdings verläuft der Anstieg langsamer. Das Maximum -8,0 ‰ wird erst zehn Stunden später erreicht. Der Sauerstell-18 Gehalt nimmt auch nur sehr langsam wieder ab. Am 20.Juli um 16:00 Uhr beträgt der Sauerstell-18 Gehalt immer noch circa -8,5 ‰.



Abb. 4.30: Verlauf des Sauerstoff-18 Gehaltes des oberen und unteren Wehrs während des Ereignisses.



Abb. 4.31: Verlauf des Sauerstoff 18 gehaltes der GWMS A4 während des Ereignisses.

## 4.2.2.5 Diskussion

Die Ereignisbeprobung wurde vom 9 Juli bis zum 21. Juli durchgeführt, wobei das Ereignis selbst vom 17. Juli 3:30 Uhr bis zum 18. Juli 3:00 Uhr nur knapp zwölf Stunden andauerte. Während dieser Zeit kam es zu zwei größeren Ereignisphasen am Anfang und einer kleineren am Ende des Ereignisses. Dabei zeigten die Ionenkonzentrationen des Niederschlags ein mehrmaliges Auf- und Absteigen. Die Konzentrationsrückgänge finden immer zu Beginn einer Ereignisphase statt, die Konzentrationszunahmen immer gegen Ende. Das deutet auf verschiedene Niederschlagsfronten mit unterschiedlichem Chemismus hin, die die drei Ereignisphasen ausgelöst haben.

Ein weiteres Indiz dafür ist auch der Sauerstoff-18 – Verlauf. Dieser wird von Fraktionierungseffekten bestimmt (zum Beispiel Mengeneffekt) (MOSER & RAUERT 1980). Danach regnen zuerst die schweren Isotope aus. Mit fortlaufendem Ereignis kommen schließlich immer mehr die leichten Isotope zum Tragen. Mit diesen Fraktionierungseffekten lässt sich zwar das anfängliche "leichter" werden des Niederschlags (Abb. 4.19) erklären, nicht aber der folgende Anstieg bis auf Ausgangsniveau. Dies spricht ebenfalls dafür, dass hier mehrere Fronten durchgezogen sind, wobei dann die zweite Front und die dritte "schwereres" Wasser ausregneten.

Die feuchtflächennahe GWMS A4 zeigt in den Konzentrationen der Anionen und Kationen des Silikats und des Sauerstoffgehalts einen sehr uneinheitlichen Verlauf (Abb. 4.26 und 4.31). So kommt es zu einem Konzentrationsrückgang von Silikat, Sulfat und Natrium, welcher zwar mit dem Ereignis einsetzt, aber nur langsam vonstatten geht. Dagegen steigen die Konzentrationen von Calcium und Magnesium schnell an, um anschließend langsam abzusinken. Die anderen Ionen zeigen zwar zum Teil hohe Variabilitäten, aber kein eindeutiges Verhalten.

Die GWMS A3 zeigt bis auf Magnesium und Calcium das selbe Verhalten wie GWMS A4. Die Magnesiumkonzentrationen der GWMS A3 beim reagieren nicht. Beim Calcium kommt es zu einem langsamen Anstieg der Konzentration, der bis nach dem Ereignis anhält.

Anhand dieser Tatsachen kann ein direkter Niederschlagseinfluss auf die GWMS A3 und A4 ausgeschlossen werden, obwohl die Temperaturganglinie der GWMS A3 (vgl. .Kapitel 4.1.4.1) gezeigt hat, dass die Wassertemperatur sehr sensitiv auf Niederschlagsereignisse reagiert. Während der Ereignisbeprobung waren jedoch alle GWMS mit einer Folie abgedeckt, die ein direktes Eindringen von Niederschlagswasser verhinderten.

Wahrscheinliche Ursache der unterschiedlichen Reaktionen der Hauptionen und des Silikats auf das Ereignis ist daher die Beteiligung einer weiteren Grundwasserkomponente wobei mehrere Prozesse denkbar sind, wie diese Komponente eingebunden wird:

- 1. Wasser, das schon vor dem Ereignis im oberen Bodenhorizont gespeichert war, könnte durch das Infiltrieren des Niederschlags im Verlauf des Ereignisses mobilisiert und dem Grundwasser zugeführt werden.
- 2. Wenn der Wasserspiegel so lange ansteigt, bis gespannte Verhältnisse herrschen steigt Grundwasser im Bohrloch auf und vermischt sich mit Bodenwasser.
- 3. Schon vor Beginn des Ereignisses besteht das Grundwasser aus mindestens zwei verschiedenen Komponenten, deren Verhältnis sich während des Ereignisses verändert.

Der Vergleich des oberen und unteren Wehrs zeigt eine unerwartete Reaktion. Obwohl beim oberen Wehr aufgrund der Abdeckung kein direkter Niederschlagseinfluss vorhanden ist, verhalten sich die Konzentrationen beim Silikat, Sulfat, Natrium, Kalium, Magnesium und Sauerstoff-18 bei beiden Wehren gleich. Die Silikat- und Sulfatkonzentrationen werden durch den Niederschlag verdünnt. Das bedeutet, die Konzentrationen sinken schnell ab, steigen aber auch wieder verhältnismäßig schnell bis auf Ausgangsniveau an.

Grund dafür könnte Niederschlagswasser sein, welches von der näheren Umgebung der Feuchtfläche über Makroporen schnell in diese gelangt und so zu gleichen Verdünnungserscheinungen in beiden Wehren führt. Dagegen sprechen allerdings die Kationen, die keine nennenswerte Verdünnung zeigen und über das Ereignis sehr stabil bleiben. Einzig Chlorid und Nitrat unterscheiden sich durch einen Konzentrationsanstieg beziehungsweise –rückgang im oberen Wehr. Im unteren Wehr bleiben die Konzentrationen dieser beiden Anionen dagegen unbeeinflusst. Gerade Chlorid und Nitrat können jedoch auch durch Tierexkremente beeinflusst sein, weshalb es sinnvoller ist, den Fokus auf den anderen Ionen zu belassen.

Aufgrund des Vorangegangenen lässt sich zusammenfassen, dass der Abfluss am oberen wie am unteren Wehr nicht oder nur wenig durch direkten Niederschlagseintrag beeinflusst wird.

# 4.2.2.6 Fazit

Es konnte gezeigt werden, dass die GWMS A3 und A4 sehr sensitiv auf ein Niederschlagsereignis reagierten, ohne dass ein direktes Eindringen von Niederschlagswasser in das Pegelrohr stattfand. Daher wurden die Möglichkeiten diskutiert, die diese sensitive Reaktion hervorgerufen haben könnten. An dieser Stelle ist jedoch noch keine abschließende Beurteilung möglich und es wird auf die Ganglinienseparation in Kapitel 4.3 verwiesen.

Die beiden Messwehre zeigten an den Verläufen der Ionenkonzentrationen in den meisten Fällen ein fast identisches Verhalten. Da am oberen Wehr aufgrund der Plane kein direkter Niederschlagseinfluss vorhanden war, erwies sich, dass die Feuchtfläche nicht als solche reagiert und das Niederschlagsvolumen zu einem großen Teil zurückgehalten wird. Da es am Silikat und Sulfat trotzdem zu Beginn des Ereignisses zu Verdünnungserscheinungen kam ist dies ein eindeutiger Hinweis auf einen relativ großen Anteil einer schnellen Komponente, die auf Makroporen zurückzuführen ist.

Aufgrund der meist gleichartigen Reaktionen im oberen und unteren Wehr besitzen beide den selben speisenden Grundwasserkörper, der aufgrund der unterschiedlichen mittleren Konzentrationen nicht derselbe sein kann wie der, welcher die GWMS A3 und A4 speist. Wird angenommen, dass es sich bei dem Grundwasser bereits um zwei Komponenten handelt, so müsste das Verhältnis dieser Komponenten an der Feuchtfläche ein anderes sein als an den GWMS. Dies ist ebenfalls anhand der Ganglinienseparation zu überprüfen.

# 4.3 Ergebnisse der Ganglinienseparation

Es wurden für die Grundwassermessstelle A4, sowie die Feuchtfläche mit oberen und unteren Wehr, Ganglinienseparationen zur Abflusskomponententrennung mit Hilfe der Tracer Sauerstoff-18 und Silikat durchgeführt. Die theoretischen Grundlagen der Ganglinienseparation wurden bereits in Kapitel 3.2 näher erläutert. Es erfolgte eine Abtrennung in zwei beziehungsweise drei Abflusskomponenten, deren Ergebnisse in folgenden Kapiteln erläutert werden.

## 4.3.1 Grundwassermessstelle A4

Prinzipiell ist eine Abflusskomponententrennung mit allen in Kapitel 3.3.2 beschriebenen Ionen möglich, sofern sie die in Kapitel 3.2.1 beschriebenen Voraussetzungen erfüllen. Die Konzentrationsganglinien der Anionen und Kationen, des Silikats sowie des Sauerstoff-18 während der Ereignisbeprobung wurden in Kapitel 4.2.2 erläutert und diskutiert.

Dabei zeigte sich, dass bei Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium zwar Veränderungen über das Ereignis eintraten, jedoch unterlagen diese Ionen einer hohen Variabilität. Diese war teilweise auch vor und nach dem Ereignis vorhanden, so dass hier eine Separation nicht sinnvoll erschien.

Das Nitrat zeigte ein sehr ausgeglichenes Verhalten, so dass auch hier keine Separation durchgeführt werden konnte.

Dagegen weisen die Silikatwerte eindeutige Konzentrationsveränderungen während des Ereignisses auf. Dabei sinkt die Silikatkonzentration von 2,8 mg/l auf zwei mg/l um anschließend wieder langsam anzusteigen. Die Ausgangswerte werden dabei während der Intensivmesskampagne jedoch nicht mehr erreicht. Zwei Tage nach Ereignisende betragen die Silikatwerte circa 2,5 mg/l. Die Bedingung, dass sich die Konzentrationen des Tracers in den Abflusskomponenten unterscheiden, ist ebenfalls gegeben. Da Silikat als nahezu konservativer Tracer gilt, kann es für die Ganglinienseparation verwendet werden.

Die Sauerstoff-18 Werte verlaufen bis zum Ende der ersten Ereignisphase auf konstantem Niveau zwischen -9,3 und -9,5  $\%_{00}$ . Sie steigen dann bis auf einen Maximalwert von  $-8\%_{00}$  an, um anschließend wieder langsam abzusinken.

Um festzustellen, ob zwei oder mehrere Komponenten beteiligt sind, wird die Tracerkonzentration gegen den Grundwasserstand aufgetragen (Abb. 4.32 und 4.33). Bildet sich dabei eine Hystereseschleife aus, ist dies ein Indiz für mehr als zwei Abflusskomponenten (siehe Kapitel 3.2). Das Auftragen gegen den Grundwasserstand ist

vergleichbar dem Auftragen gegen den Grundwasserabfluss. Allerdings stellen die Ergebnisse keine Abflussanteile dar. Sie sind Mischungsanteile des Wassers in der GWMS.



Abb. 4.32: Zeitlicher Verlauf des Tracers Silikat für die Ereignisbeprobung an der GWMS A4.



Abb. 4.33: Zeitlicher Verlauf des Tracers Sauerstoff 18 für die Ereignisbeprobung an der GWMS A4.

Bei beiden Tracern ist eine Hystereseschleife festzustellen. Aufgrund dieser Tatsache wurde eine Dreikomponententrennung durchgeführt.

Für die Dreikomponentenseparation müssen zunächst die Silikatkonzentrationen und Isotopengehalte für die drei Komponenten Direkt-, Zwischen- und Basisabfluss ermittelt werden. Für den Tracer Silikat wird die end member Konzentration des Niederschlags mit 0,1 mg/l festgelegt. Dies entspricht dem Mittelwert der gemessenen Niederschlagsproben. Die end member Konzentration des Basisabflusses wird durch die Vorereigniskonzentration festgelegt. Diese beträgt 2,84 mg/l. Schwierig gestaltet sich die Ermittlung des

Zwischenabflusses. Es wird angenommen, dass die Zwischenabflusskomponente aus Bodenwasser besteht, das durch infiltrierendes Niederschlagswasser mobilisiert wird. Daher ist es wahrscheinlich, dass die Konzentration der Zwischenabflusskomponente deutlich über der Ereigniskonzentration liegt.

Zunächst wurden für die GWMS A4 Zweikomponentenseparationen mit Silikat und <sup>18</sup>O durchgeführt. Dabei weist die Separation mit <sup>18</sup>O höhere Direktabflusswerte aus, als diejenige mit Silikat. Um die Kurven anzugleichen, wird die Silikatkonzentration der Ereigniskomponente kontinuierlich erhöht. Bei einem Silikatwert von 1,5 mg/l sind beide Direktabflusskurven annähernd zur deckungsgleich. Damit stellt dieser Wert die Zwischenabflusskomponente dar, die mindestens vorhanden sein muss.

Unterlegt wird diese Einschätzung durch Laborversuche zur Lösungskinetik von Silikat an Substrat aus dem Bruggaeinzugsgebiet (KIENZLER 2001). Dabei ergaben sich Silikatkonzentrationen von 0,5 bis 0,8 mg/l nach einer Kontaktzeit von wenigen Stunden, bis hin zu zwei bis 2,5 mg/l bei einer Verweilzeit von wenigen Tagen. Damit grenzt sich die Zwischenabflusskonzentration auf 1,5 bis 2,5 mg/l ein. Für die GWMS A4 wird ein mittlerer Wert von 1,9 mg/l gewählt.

Für das <sup>18</sup>O wird die Niederschlagskomponente zunächst mit dem *bulk mean* (vgl. Kapitel 3.2.1) festgesetzt. Dieser Wert beträgt  $-6,54 \%_0$ . In der Berechnung konnte jedoch aufgrund der zeitlich hoch aufgelösten APEG Beprobung des Niederschlags das mengengewichtete *incremental mean* verwendet werden. Als end member für den Basisabfluss wird der Vorereigniswert mit -9,9  $\%_0$  verwendet. Mit Hilfe des Mischungsdiagramms (siehe Abb. 4.34), in welchem beide Tracer gegeneinander aufgetragen sind, kann dann der end-member-Wert für die Zwischenabflusskomponente ermittelt werden. Diese wird mit -4  $\%_0$  angenommen. Dieser hohe Wert deutet auf schweres Wasser hin, das durch Verdunstung vorhergegangenen Niederschlags erklärt werden kann.



Abb. 4.34:Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff-18 für die<br/>Dreikomponententrennung der Grundwassermessstelle A4. Die Pfeile stellen die<br/>Bereiche dar, innerhalb derer sich die end member Konzentrationen bewegen.

Abbildung 4.35 zeigt die ermittelten Anteile der einzelnen Komponenten. Dabei kommt es gleich zu Beginn des Grundwasseranstiegs zu einer Erhöhung des Basisabflusses (Q<sub>basis</sub>) von 86 bis auf 94 Prozent. Dieser Anstieg, der mit dem Erreichen der Grundwasserleiteroberfläche zusammenfällt, ist durch ein vermehrtes Ausdrücken von "altem" Wasser zu erklären.



Abb. 4.35: Dreikomponentenseparation der GWMS A4 in relativer Darstellung.

Im selben Zeitraum sinkt der Anteil des Zwischenabflusses ( $Q_{zw}$ ) von zwölf Prozent auf sieben Prozent ab. Es gibt keinen Direktabfluss ( $Q_{dir}$ ). Drei Stunden nach Einsetzen des Ereignisses sinkt dann der Basisabflussanteil von 94 auf 57 Prozent, der Zwischenabfluss steigt von sieben auf 23 Prozent und der Direktabfluss steigt, allerdings zeitverzögert gegenüber dem Zwischenabfluss, von null auf 24 Prozent. Nach Ende des Ereignisses sinkt der Direktabfluss wieder bis annähernd Null ab, der Zwischenabfluss steigt dagegen ebenso wie der Basisabfluss, weiter an.

Über das gesamte Ereignis beträgt der Basisabflussanteil im Schnitt 70 Prozent, der Zwischenabflussanteil 22 Prozent und der Direktabflussanteil 7,8 Prozent.

Wie schon beschrieben lassen sich die end member nicht genau bestimmen. Zum Teil werden die Konzentrationen abgeschätzt, da genaue Messungen des Wassers aus den jeweiligen Herkunftsräumen fehlen. Aus diesem Grund ergibt sich für alle end member ein mehr oder weniger breiter Bereich, innerhalb dessen die Konzentration variieren. Dieser Bereich ist in Abbildung 4.34 durch die Pfeile dargestellt. Abbildung 4.36 zeigt das Ergebnis der Dreikomponententrennung für die jeweiligen Extremwerte. Die farbig markierten Bänder stellen den Bereich dar, innerhalb dessen sich die Werte für den Basisabfluss, Zwischenabfluss und Direktabfluss ergeben.



Abb. 4.36: Mischungsanteile der GWMS A4 für Minima und Maxima der end member Konzentrationen. In der Tabelle sind die verwendeten end-member-Konzentrationen dargestellt.

Dabei ergeben sich zum Teil Abweichungen von bis zu 16 Prozent. Am zuvor beschriebenen Charakteristikum der Abflusskomponenten während des Ereignisses ändert dies jedoch nichts. Lediglich die absoluten Werte sind differenzierter zu betrachten. Das meist sehr schmale Band des Direktabflusses weist darauf hin, dass er gut erfasst wurde.

## 4.3.2 Sättigungsfläche mit oberem und unterem Wehr

Um den Einfluss des Niederschlags auf die Sättigungsfläche auszuschließen, wurde ein Teileinzugsgebiet innerhalb der Sättigungsfläche mit einer 165 Quadratmeter großen Plane abgedeckt (siehe Kapitel 3.4.2). Damit ein quantitativer Vergleich möglich war, wurde sowohl die abgedeckte Fläche mit einem Überfallmesswehr erfasst (oberes Wehr), als auch die gesamte Sättigungsfläche (unteres Wehr). Aufgrund eines Messgeräteausfalls am oberen Wehr wurde dort jedoch keine Wasserstandsganglinie aufgezeichnet. Die Abflusskomponenten der abgedeckten Feuchtfläche können damit nur relativ bestimmt werden. Da die Tracer Sauerstoff-18 und Silikat am unteren Wehr eine Hystereseschleife ausbilden (Abb. 4.37 und Abb. 4.38) sind mehr als zwei Komponenten wahrscheinlich. Auch hier wurde eine Dreikomponentenseparation durchgeführt.



Abb. 4.37: Zeitlicher Verlauf des Tracers Silikat für die Ereignisbeprobung des unteren Wehrs.



Abb. 4.38: Zeitlicher Verlauf des Tracers Sauerstoff 18 für die Ereignisbeprobung des unteren Wehrs.

## 4.3.2.1 Dreikomponentenseparation am unteren Wehr

Für das untere Wehr sind die end member Konzentrationen des Niederschlags identisch wie an der GWMS A4. Bei der Basisabflusskomponente wird für das Silikat unter Berücksichtigung der Vorereigniskonzentration 4,2 mg/l angesetzt. Die Zwischenabflusskomponente des Silikats wird aufgrund der allgemein höheren Konzentrationen um 0,2 mg/l im Vergleich zur GWMS A4 erhöht und beträgt damit 2,1 mg/l.

Für das <sup>18</sup>O wird die Basisabflusskomponente mit -9,9 % etwas "leichter" als bei der GWMS A4 festgelegt. Die Zwischenabflusskomponente ergibt sich dann aus dem Mischungsdiagramms (Abb. 4.39) ebenfalls wie bei der Grundwassermessstelle mit -4 %. Wie anhand des Mischungsdiagramms zu sehen ist, liegen zwei Werte außerhalb des Dreiecks und drei weitere direkt auf der Begrenzungslinie. Dadurch kam es bei der Berechnung zum Teil zu negativen Werten. Aus diesem Grund wird der erste Wert herausgenommen, die anderen werden für die Darstellung auf Null gesetzt. Dies kann vertreten werden, da sich aufgrund der veränderten Werte eine maximale Abweichung in der Quantifizierung von 0,3 Prozent ergibt.



Abb. 4.39: Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff-18 für die Dreikomponententrennung am unteren Wehr.

Wie in Abbildung 4.40 zu sehen, bleibt der Basisabfluss am unteren Wehr vor dem Ereignis konstant bei 95 Prozent. Er fällt mit Einsetzen des Niederschlags schnell auf 63 Prozent ab. Gleichzeitig steigt der Anteil des Direktabflusses bis auf 37 Prozent im Maximum an. Der Zwischenabfluss beginnt erst acht Stunden nach Niederschlagsbeginn. Maximal beträgt er 27 Prozent. Im Gegensatz zum Direktabfluss, der schon nach der ersten Hälfte des Ereignisses seinen Ausgangswert wieder erreicht, hat der Zwischenabfluss auch am 20. Juli noch einen Anteil von fünf Prozent.

Abbildung 4.41 zeigt die Dreikomponentenseparation in absoluter Darstellung. Der Basisabfluss steigt im Maximum auf 1,15 l/s an, der Direktabfluss bis auf 0,65 l/s. Im Vergleich der relativen und absoluten Darstellung ist zu sehen, dass während der relative Anteil am Basisabfluss sinkt, der absolute Anteil deutlich zunimmt (Abb. 4.40 und 4.41).

Über das gesamte Ereignis beträgt der mittlere Basisabflussanteil 77 Prozent, der mittlere Zwischenabflussanteil elf Prozent und der mittlere Direktabflussanteil neun Prozent.



Abb. 4.40: Dreikomponentenseparation des unteren Wehrs in relativer Darstellung.



Abb.4.41: Dreikomponentenseparation des unteren Wehrs in absoluter Darstellung.

Bei der Berechnung der maximalen und minimalen end member Werte ergaben sich Variationen. Diese sind als Streifendiagramme in relativen (Abb. 4.42) und in absoluten (Abb. 4.43) Werten dargestellt.



Abb. 4.42: Mischungsanteile des unteren Wehrs für Minima und Maxima der end member Konzentrationen.



Abb. 4.43: Abflusskomponententrennung des unteren Wehrs mit Minima und Maxima der end member Konzentrationen.

## 4.3.2.2 Dreikomponentenseparation am oberen Wehr

Für das obere Wehr wurden die selben end-member-Werte wie für das untere Wehr angenommen. In der Darstellung des Mischungsdiagramms (Abb. 4.44) sind zwei Werte zu

sehen, welche nicht durch das Dreieck abgedeckt sind und so mathematisch nicht erklärt werden können. Dazu kommen zwei weitere Werte welche auf der Begrenzung liegen. Der fünfte Wert, welcher deutlich außerhalb des Dreiecks liegt wurde aus der Berechnung herausgenommen, die anderen Werte befanden sich am Ende des Ereignisses und wiesen nur sehr geringe negative Werte auf. Diese wurden auf Null gesetzt.



Abb. 4.44: Mischungsdiagramm der Tracer Silikat und Sauerstoff 18 für die Dreikomponententrennung des oberen Wehrs.

Wie in Abbildung 4.45 zu sehen, reagiert der Abfluss des obere Wehrs erstaunlicherweise fast identisch wie der Abfluss des unteren Wehrs. Der Basisabfluss sinkt von 88 auf 60 Prozent ab, um anschließend wieder langsam bis auf 80 Prozent anzusteigen. Der Direktabfluss steigt sehr schnell bis auf 35 Prozent an und sinkt auch wieder sehr schnell bis auf null Prozent ab. Der Zwischenabfluss setzt deutlich zeitverzögert ein, steigt dann aber bis auf ein Maximum von 32 Prozent an und sinkt nur langsam wieder ab. Am 20. Juli hat der Zwischenabfluss immer noch einen Anteil von 20 Prozent.

Die Variationsbreite der end member Konzentrationen, dargestellt durch das Streifendiagramm (Abb.4.46), zeigt einen ähnlichen Verlauf wie am unteren Wehr. Die maximale Differenz beträgt 18 Prozent.

Über das gesamte Ereignis wurde ein mittlerer Basisabflussanteil von 84 Prozent, ein mittlerer Zwischenabflussanteil von 10 Prozent und ein mittlerer Direktabflussanteil von 2,9 Prozent berechnet.



Abb. 4.45: Dreikomponentenseparation des oberen Wehrs in relativer Darstellung.



Abb. 4.46: Mischungsanteile des oberen Wehrs für Minima und Maxima der end member Konzentrationen

#### 4.3.3 Quantifizierung und Bilanzierung der Abflusskomponenten

An allen Messstellen sind nach Beginn des Ereignisses die Abflussanteile der Basisabflüsse stark zurückgegangen. Die Direktabflussanteile zeigten eine schnelle Zunahme und Abnahme, die Zwischenabflusskomponenten setzten verzögert ein und nahmen nur langsam wieder ab. Bei GWMS A4 ist sogar eine Zunahme des Zwischenabflussanteils am Ende der Messphase zu verzeichnen. Die Ergebnisse der Dreikomponentenseparationen sind zusammengefasst in Tabelle XXX dargestellt.

Den höchsten Basisabflussanteil hat mit 84 Prozent das obere Wehr, gefolgt vom unteren Wehr und der GWMS A4 mit 70 Prozent. Mit 22 Prozent hat GWMS A4 einen sehr hohen mittleren Zwischenabfluss. Am unteren Wehr sowie am oberen Wehr ist der Zwischenabfluss gerade noch halb so groß wie an GWMS A4.

Wie aufgrund der Abdeckung erwartet wurde ist der Direktabfluss am oberen Wehr mit 2,9 Prozent deutlich geringer als an den beiden anderen Messstellen, die mit 7,8 beziehungsweise neun Prozent nah beieinander liegen.

GWMS A4.		
	oberes Wehr unteres Wehr	GWMS A4

[%]

77

11

9

[%]

70

22

7,8

Tab. 4.2: Ergebnisse der Dreikomponentenseparationen für das obere und untere Wehr sowie die

[%]

84

10

2,9

Für einen	Verg	gleich d	ler Erge	bnisse 1	mit der	nen der	vora	usge	gangen N	Aesskamp	oagne	von
WENNINGE	ER	2002,	wurde	die	Diffe	erenz	des	Ge	esamtabflu	ussvolum	en	vom
Grundwasservolumen berechnet, die dann bei vorgegebener Niederschlagsmenge, durch diese												
dividiert,	eine	fiktive	Fläche	ergibt.	Diese	wurde	mit	der	kartiertei	n Fläche	von	860
Quadratmeter verglichen (siehe Tab. XXX).												

Tab.4.3: Bilanzierung des Sättigungsflächenabfluss.

Qbasis

Qzw

Ədir

	Ereignisbeprobung						
	Juli 02	Dezember 01					
	180 / Si	Deuterium	Silikat	Sumkat			
mittlerer Gundwasseranteil [%]	77	91	82	83			
Berechnete Sättigungsfläche [m <sup>2</sup> ]	586	563	868	852			
Differenz zur kartierten Sättigungsfläche von 860 m <sup>2</sup>	-274	-297	8	-8			
Differenz zur kartierten Sättigungsfläche [%]	31,9	34,5	1	1			

Die Ergebnisse Ereignisbeprobung im Winter 2001 der wurden mit einer Zweikomponententrennung für die Tracer Deuterium, Silikat und Sumkat berechnet (WENNINGER 2002). Der Parameter Sumkat stellt die Summe aller gemessenen Kationen in der Einheit [mmol(eq)/l] dar. Dabei ergaben die Ergebnisse für Silikat und Sumkat eine gute Übereinstimmung mit der kartierten Fläche von 860 Quadratmeter. Für Deuterium wurde diese Fläche deutlich unterschätzt. In der hier durchgeführten Ereignisbeprobung wurden die Abflussanteile mit einer Dreikomponentenseparation berechnet, wobei der Grundwasseranteil mit 77 Prozent am unteren Wehr sowie 84 Prozent am oberen Wehr die selbe Größenordnung zeigt, wie die ermittelten Grundwasseranteile mit Silikat (82 Prozent) und Sumkat (83 Prozent). Die berechnete Feuchtfläche wird auch hier mit 586 Quadratmeter ähnlich wie beim Deuterium deutlich unterschätzt.

Die Gründe dafür sind allerdings unterschiedlich. Die Unterschätzung der Feuchtfläche mit Deuterium ist auf eine vorhandene Schneedecke auf dem Testfeld zurückzuführen (WENNINGER 2002). Dagegen ist die Unterschätzung der Feuchtfläche mit der Dreikomponentenseparation mit einem veränderten Abflussbeiwert ( $\psi$ ) (siehe Kapitel 3.1.8) zu erklären. Dieser wurde im Winter gleich eins gesetzt. Aufgrund der längeren Trockenwetterphasen vor Beginn des Ereignisses ist jedoch anzunehmen, dass die Feuchtfläche in der Lage ist einen großen Teil des Niederschlags aufzunehmen, ohne dass dieser sofort zum Abfluss gelangt. Bei einem Abflussbeiwert ( $\psi$ ) von 0,63 errechnet sich mit den selben Eingangsdaten die kartierte Fläche von 860 Quadratmeter.

In Hinblick auf die Fragestellung nach einem zusätzlichem Grundwasserabfluss im Zusammenhang mit der Bildung eines lateralen piston flow Prozesses wurde eine weitere Bilanzierung durchgeführt.

Der Betrachtungszeitraum des untersuchten Ereignisses dauerte vom 17. Juli um 2:00 Uhr bis zum 20. Juli um 16:00 Uhr. Die Niederschlagsmenge in diesem Zeitraum betrug 49,8 Millimeter. Bezogen auf die mit 860 Quadratmeter kartierte Sättigungsfläche entspricht dies einem Volumen von 42,8 Kubikmeter. Der Abfluss am Messwehr betrug vor Ereignisbeginn konstant 0,15 l/s und entspricht damit dem Basisabfluss des Entwässerungsgrabens. Bezogen auf den Zeitraum von 86 Stunden errechnet sich ein Volumen von 46,4 Kubikmeter. Der Zwischenabflussanteil betrug über den betrachteten Zeitraum elf Prozent oder 14,2 Kubikmeter. Werden Niederschlagsvolumen, Zwischenabfluss und Basisabfluss vom dem Gesamtabfluss (128.8)Kubikmeter) abgezogen, resultiert ein zusätzliches Grundwasservolumen von 25,5 Kubikmeter. Dies entspricht einem Anteil von 19,8 Prozent. Bei einem Abflussbeiwert ( $\psi$ ) von 0,63, wie er in der vorherigen Bilanzierung berechnet wurde, erhöht sich dieser Wert auf 41,57 Kubikmeter oder 32,3 Prozent. Dies entspricht den Ergebnissen der vorangegangenen Messkampagne. Sie ergab einen zusätzlichen

Grundwasserabfluss von 32,09 Prozent. Dadurch wird der berechnete Abflussbeiwert ( $\psi$ ) bestätigt.

In Abbildung 4.47 ist der zeitliche Abflussverlauf des Basisabflusses am unteren Wehr in Bezug auf den Niederschlag und die Standrohrspiegelhöhen der GWMS A1 bis A4 dargestellt. Die Wasserstände der GWMS sind bezogen auf die Grundwasserleiteroberfläche. Deutlich zeigt sich eine geringe zeitliche Verschiebung der Grundwasserantwort auf das Niederschlagsereignis. Dagegen sind die Reaktionen der Messstellen nahezu zeitgleich. Während der Hauptereignisphase herrschen über die gesamte Talaue entlang der Traverse A gespannte Verhältnisse. Während dieser Zeitspanne erreicht der Grundwasserabfluss mit 1,1 Liter pro Sekunde sein Maximum.



Abb. 4.47: Zeitlicher Abflussverlauf des Basisabflusses am unteren Wehr in Bezug auf den Niederschlag und die Standrohrspiegelhöhen der GWMS A1 bis A4.

## 4.3.7 Diskussion

Die Ergebnisse der Dreikomponentenseparation haben gezeigt, dass der Anteil der Direktabflusskomponente an den Messstellen oberes Wehr, unteres Wehr und GWMS A4 mit Konzentrationen von 2,9 Prozent bis 9 Prozent sehr gering ist. Dies bestätigt, dass es sich bei der den Aquifer überdeckenden Schicht um eine Aquitarde mit geringerer Durchlässigkeit handelt.

Die Direktabflusskomponente steigt am oberen und unteren Wehr deutlich vor der Zwischenabflusskomponente an, die erst mit circa sechs Stunden Verzögerung reagiert. An der GWMS A4 war auch schon vor Ereignisbeginn eine Zwischenabflusskomponente mit zehn Prozent vorhanden. Da es auch in der Woche vor dem Ereignis kleinere Niederschläg von insgesamt sechs Millimetern gab, ist anzunehmen, dass diese zu dem geringen Zwischenabflussanteil geführt haben. Die Verdünnungserscheinungen an allen Messstellen im Silikat und Sulfat sind auf eine schnelle Direktabflusskomponente in Verbindung mit einer langsameren Bodenwasserkomponente zurückzuführen. Dabei ist die schnell reagierende Direktabflusskomponente auf Makroporenfluss zurückzuführen. Die Zwischenabflusskomponente setzt sich aus Bodenwasser zusammen das bereits vor Ereignisbeginn im Boden gespeichert war, und durch infiltrierendes Niederschlagswasser mobilisiert wird.

Am oberen Wehr wurde ein sehr geringer Direktabflussanteil von 2,9 Prozent im Vergleich zu neun Prozent am unteren Wehr ermittelt. Diese Differenz ist auf die Abdeckung des oberen Teileinzugsgebiets zurückzuführen. Bei einer abgedeckten Fläche von 165 Quadratmeter und einem Gesamtniederschlag von 49,8 Millimeter errechnet sich ein Niederschlagsvolumen von 8,2 Kubikmeter. Der Direktabflussanteil am unteren Wehr beträgt 11,59 Kubikmeter. Dieser Anteil wurde nahezu direkt dem unteren Wehr zugeführt. Wird er von den neun Prozent Direktabfluss am unteren Wehr abgezogen, ergeben sich mit 2,6 Prozent fast identische Werte an beiden Wehren. Dies zeigt, dass der Einfluss der Feuchtfläche sehr gering war.

Der hohe mittlere Grundwasseranteil der Zweikomponentenseparation mit Deuterium und die damit verbundene Unterschätzung der Sättigungsfläche wurde mit einer noch vorhandenen Schneedecke begründet (WENNINGER 2002). Die Grundwasseranteile die mit den Parametern Silikat und Sumkat berechnet wurden stimmen mit 82 beziehungsweise 83 Prozent gut mit den berechneten Grundwasseranteilen der Dreikomponentenseparation von 77 Prozent überein. Dabei ist zu beachten, dass ein Abflussbeiwert ( $\psi$ ) (siehe Kapitel 3.1.8) von eins angenommen wurde, dies ist für die sehr feuchten Verhältnisse im Winter (solange der Niederschlag noch nicht in Form von Schnee fällt) vertretbar, jedoch für die trockeneren Verhältnisse des Sommers nicht anzunehmen.

Anhand der Bilanzierung der Feuchtflächenabflüsse wurde ein Abflussbeiwert ( $\psi$ ) von 0,63 errechnet. Dies bedeutet, dass die ausgewiesene Sättigungsfläche zu bestimmten Zeiten nicht wie eine Sättigungsfläche reagiert. Im allgemeinen wird davon ausgegangen, dass aufgrund der ständig wassergesättigten Verhältnisse ein zusätzliches Niederschlagsvolumen sofort oberflächlich wieder entwässert. Dieses Charakteristikum lässt sich aufgrund der Bilanzierung nicht bestätigen. Wichtig ist allerdings, die Sättigungsfläche nicht als "starres" System zu betrachten, wie dies bei der Ganglinienseparation getan wird. Vielmehr handelt es sich um ein sehr variables System, dessen Eigenschaften sich im Verlauf des Ereignisses ständig verändern.

Bei beiden Wehren wurden sehr ähnliche Verhältnisse im Verlauf von Hauptionen, Silikat und Sauerstoff-18 festgestellt. Diese ergeben sich, obwohl mit der installierten Plane das

obere Wehr nicht von einer Niederschlagskomponente beeinflusst wurde. Dies bestätigt den geringen Einfluss des Niederschlags auf die Feuchtfläche.

Die Bilanzierung in Hinblick auf den lateralen piston flow ergab ein zusätzliches Grundwasservolumen von 32,3 Prozent. Dabei wurde die Annahme zugrundegelegt, dass der Quellbereich im hinteren Teil der Sättigungsfläche gespannte Verhältnisse aufweist. Darauf deutet der konstante Grundwasserfluss auch während Trockenwetterphasen hin.

Während der Trockenwetterphasen besteht der gesamte Abfluss der Sättigungsfläche aus Quellwasser.

Nach Abtrennen des Basisabfluss- und Niederschlagsvolumen vom Gesamtvolumen errechnete sich das zusätzliche Grundwasservolumen. Dieses kann bei gleichbleibender hydraulischer Durchlässigkeit und gleichbleibender durchflossener Querschnittsfläche nur über eine Erhöhung des hydraulischen Gradienten erklärt werden. Wie in Abbildung 4.47 zu sehen ist, lagen zum Zeitpunkt des Ereignisses über die gesamte Traverse A gespannte Verhältnisse vor. Dadurch kommt es zu einem Druckanstieg, der zu einem erhöhten hydraulischen Gradienten führt. Dies sind die Charakteristika des piston flow Prozesses.

## 4.3.8 Fazit

Aufgrund der Dreikomponentenseparation konnten mehrere wichtige Ergebnisse erzielt werden. Speziell die Sättigungsfläche zeigte ein von den Erwartungen abweichendes Verhalten.

Die Dreikomponententrennung hat eindeutig gezeigt, dass die Sättigungsfläche nicht wie erwartet reagiert hat und ein großer Teil des Niederschlags in der Sättigungsfläche gespeichert wurde. Der Direktabfluss war in beiden Wehren mit 2,6 beziehungsweise. 2,9 Prozent sehr gering. Mit Hilfe einer Bilanzierung der separierten Anteile wurde der Abflussbeiwert ( $\psi$ ) auf 0,63 reduziert.

Der hohe Anteil an Basisabfluss an der GWMS A4 und den beiden Messwehren zeigt, dass der schnelle Anstieg der Standrohrspiegelhöhen nicht auf infiltrierendes Niederschlagswasser zurückzuführen ist,

Anhand der Separation der Feuchtfläche konnte durch die Bilanzierung des Gesamtvolumens ein zusätzlicher Grundwasserabfluss von 32,3 Prozent ausgewiesen werden. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass der Großteil dieses zusätzlichen Abflusses durch piston flow generiert wird. Diese Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen der vorangegangenen Messkampagne.

# 4.4 Ergebnisse des Markierversuchs

Der Markierversuch wurde durchgeführt um Fließwege, Fließzeiten und Dispersion genauer zu untersuchen. Als Tracer wurde der Fluoreszenzstoff Uranin verwendet (siehe Kapitel 3.6). Die Einspeisung erfolgte in GWMS A2 am 18. Juli von 14:00 Uhr bis 16:00 Uhr. Zeitgleich wurde die automatische Probenentnahme an den GWMS A3, A4 und B5 sowie an den Oberflächenmessstellen oberes und unteres Wehr und Talbach gestartet. Aufgrund vorangegangener Untersuchungen von WENNINGER (2002) war erwartet worden, dass zumindest bei geringeren Flurabständen die Fliessrichtung vom Hang entlang der Traverse bis zum Vorfluter verläuft. Dies wurde anhand von Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der Hauptionen und Silikat begründet. Entsprechend diesen Ergebnissen wurde die Messanordnung (Abb. 4.49) entwickelt

Die Beprobungsintervalle waren zu Beginn einstündig, wurden aber im weiteren Verlauf sukzessive auf achtstündig erhöht. Während der gesamten Beprobungszeit konnte jedoch kein Uranin in den mit APEG beprobten Messstellen nachgewiesen werden.

Parallel zur APEG Beprobung wurde zusätzlich im Rahmen der Stichtagbeprobung Handproben der anderen Messstellen genommen, welche ebenfalls auf Uranin analysiert wurden. Dabei konnte an der GWMS B3 an insgesamt 16 Stichtagen Tracerkonzentrationen nachgewiesen werden (Abb. 4.48). Des weiteren wurde an den GWMS B4 und B5 ebenfalls Uraninkonzentrationen nachgewiesen, an GWMS B4 in vier Stichtagsproben und an GWMS B5 in zwei Stichtagsproben, in diesen GWMS waren die Konzentrationen allerdings deutlich geringer.

Die Beprobung mittels APEG wurde bis zum 23. Juli durchgeführt. Handproben wurden bis zum 15. August entnommen. Abbildung 4.49 zeigt die Messanordnung während des Markierversuchs sowie die ermittelten Fließwege.

In der Abbildung 4.49 ist mit dem roten Kreis die Einspeisestelle markiert. Die Pfeile zeigen die ermittelten Fließwege. Die erste Handprobe wurde vier Tage nach Einspeisung entnommen. Sie enthielt mit 1,02 Milligramm pro Liter die höchsten gemessenen Werte aller Proben. Damit stellt diese Probe zugleich den gemessenen Peak sowie die mindeste maximale Geschwindigkeit dar. Diese ist mit  $2,17 \times 10^{-4}$  m/s deutlich höher als die mit Pumpversuchen ermittelten Geschwindigkeiten von  $7,57 \times 10^{-6}$  bis  $7,3 \times 10^{-8}$  m/s. Die mittels Pumpversuchen erhaltenen Werte können jedoch aufgrund des relativ kleinen Aquiferausschnitt und den Durchflusswiderständen der Filterrohre bis zu 1,5 Zehnerpotenzen niedriger liegen (HÖLTING 1996).



Abb. 4.48: Verlauf der Uraninkonzentrationen an der GWMS B3, B4 und B5 sowie die Ganglinie der Flurabstände an den GWMS A2 und B3.



Abb. 4.49: Messanordnung während des Markierversuchs und ermittelte Fliesswege. Die gelben Würfel zeigen die Standorte der APEG.
Die Uraninkonzentrationen fallen bis zum 17. Juli stark ab. Bei dem Ereignis am 18. Juli steigt die Konzentration nochmals kurz an um anschließend in einen stabilen, schwach fallenden Trend überzugehen. Die letzte Handprobe wurde am 15. August genommen. Der Wiederanstieg der Konzentration während des Ereignisses kann möglicherweise auf Tracermengen zurückzuführen sein, welcher während der anhaltenden Trockenwetterphase in der immer mächtiger werdenden ungesättigten Zone zurückgehalten und durch das Ereignis zusätzlich mobilisiert wurden.

Die maximale Fließgeschwindigkeit zwischen der GWMS A2 und der GWMS B3 beträgt mindestens 18,75 m/d. Im Gegensatz dazu wurde an den GWMS A4 und A5 erst am 17. Juli Uranin nachgewiesen. Dies bedeutet für die Entfernung bis zur GWMS A4 eine Geschwindigkeit von  $3,59 \times 10^{-5}$  m/s oder 3,1 m/d und für die Entfernung bis zur GWMS A5 eine Geschwindigkeit von  $4,79 \times 10^{-5}$  m/s oder 4,14 m/d. Allerdings war die GWMS A4 vor dem Niederschlagsereignis am 18. Juli cairca zwei Wochen lang trocken gefallen, so dass in dieser Zeit keine Handproben genommen werden konnten.

#### 4.4.1 Diskussion

Die durch den Markierversuch vorgefundenen Verhältnisse zeigten nun eindeutig, dass die Fliessrichtung in talabwärtiger Richtung verläuft, sowohl bei geringen, als auch bei stark erhöhten Grundwasserständen.

Aufgrund dieser Ergebnisse werden die Stichtagsdaten der GWMS A2 und B3 (Abb. 4.50), sowie die GWMS A2 mit B4; A2 mit B5; A3 mit B4; und B4 mit B5 verglichen (Abb. A28 bis A31 im Anhang).

Deutlich ist bei dem Vergleich der GWMS A2 mit B3 bei allen Parametern eine Zunahme der mittleren Konzentrationen zu erkennen. Zurückzuführen ist dieser Konzentrationsanstieg auf eine längere Verweilzeit im Aquifer und daraus resultierenden Lösungserscheinungen. Die meist geringen Konzentrationserhöhungen lassen sich anhand der relativ kurzen Verweilzeitverlängerung von wenigen Tagen erklären. Das selbe Bild zeichnet sich auch bei den anderen GWMS ab, wobei die GWMS A2 mit B4, A2 mit B5 und A3 mit B4 jeweils einen Konzentrationsrückgang bei den zweiwertigen Kationen Magnesium und Calcium zeigen. Diese Abnahme der Erdalkalikonzentrationen kann mit der Zunahme der Fließlänge dadurch begründet werden, dass sie aufgrund der starken Bindung im Boden durch Tonminerale dem Grundwasser sukzessive entzogen werden. Dies ist nicht konform zu den Ergebnissen des Vergleichs der GWMS A2 mit GWMS B3. Zwar ist hier eine Zunahme zu verzeichnen, jedoch ist diese sehr gering und in Anbetracht des geringen Stichprobenumfangs und des analytischen Fehlers nicht als Widerspruch zu werten.



Abb. 4.50: Vergleich der GWMS A2 mit der GWMS B3

#### 4.4.2 Fazit

Der Markierversuch mit dem Fluoreszenztracer Uranin ergab ein überraschendes Ergebnis. Entgegen den Erwartungen zeigte sich eine Fließrichtung in talabwärtiger Richtung. Während des gesamten Messzeitraums konnte in der nur circa 40 Meter entfernten GWMS A3 keine Uraninkonzentrationen nachgewiesen werden. Dies widerlegte die Annahme einer zumindest bei höheren Grundwasserständen traversalen Fließrichtung Die ermittelte maximale Fließgeschwindgkeit ist mit 2,17<sup>-10<sup>-4</sup></sup> m/s im oberen Bereich anzusiedeln.

Aufgrund des ermittelten Fließwegs wurden die Stichtagsdaten der an diesem Fließweg liegenden Grundwassermessstellen miteinander verglichen. Dabei zeigt sich an der Hauptfließstrecke bei allen untersuchten hydrochemischen Parametern eine Zunahme der Konzentrationen mit dem Fließweg. Im Vergleich mit den anderen GWMS wurde dieses Charakteristikum mit Ausnahme der Konzentration bei den zweiwertigen Kationen Magnesium und Calcium bestätigt.

## 5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Ziel dieser Arbeit war ein besseres Verständnis der Abflussbildungsprozesse. Dafür wurde die Hang- und Talauengrundwasserdynamik im Bereich des St. Wilhelmer Tales so umfassend wie möglich untersucht. Die hydrochemischen Parameter mussten dazu in ihrer räumlichen und zeitlichen Dynamik erfasst werden. Dies geschah anhand einer Routinebeprobung sowie einer Intensivmesskampagne. Darüber hinaus wurden die Fließwege im Aquifer durch einen Markierversuch erkundet. Die Ergebnisse wurden jeweils exemplarisch ausführlich dargestellt, diskutiert und ein Fazit gezogen. Im Folgenden wird nun versucht die Ergebnisse abschließend zusammenzufügen, und Schlussfolgerungen die sich aus den Untersuchungen ergaben darzustellen.

Die ähnliche hydrochemische Zusammensetzung der Grundwassermessstellen und der Oberflächengewässer bestätigte, dass die Grundwasserproben aus einem zusammenhängenden Grundwasserkörper entnommen wurden. Die hydrochemische Zusammensetzung wurde aufgrund der überdeckenden Schicht nur geringfügig von Niederschlagswasser beeinflusst. Unterschiede in den Signaturen gab es am Quellbach und damit verbunden am Entwässerungsgraben sowie an der GWMS A1. Aufgrund von zwei Temperaturprofilen entlang der Traverse A und B zeigte sich für die hangnahen GWMS deutlich höhere Temperaturen und steilere Temperaturanstiege. In Verbindung mit einer hydrochemischen Signatur an GWMS A1, welche sich von den anderen GWMS deutlich unterscheidet, ist anzunehmen, dass der Quellbach und die GWMS A1 einen gemeinsamen Einzugsbereich haben, der sich von dem der anderen Messstellen unterscheidet. Aufgrund der höheren Temperatur ist dieser in höherliegenden Hangbereichen zu suchen.

Während des gesamten Untersuchungszeitraums war die Wetterlage sehr uneinheitlich. Es kam zu sehr feuchten Perioden, aber auch zu Trockenwetterphasen. Niederschläge kamen vermehrt in Form von Gewittern und damit verbunden starken Intensitäten vor. Diese uneinheitliche Wetterlage erschwerte die Vergleichbarkeit der Routinebeprobungsdaten. Obwohl fast immer Trockenwetterabfluss beprobt wurde waren die Feuchteverhältnisse vor Ort meist sehr unterschiedlich.

Die Analysewerte der Stichtagsbeprobung ließen nur bedingt räumliche Konzentrationsveränderungen erkennen. Dies war zum einen auf die unterschiedlichen Feuchteverhältnisse während der Stichtagsbeprobung zurückzuführen, zum andern erfolgte an sehr vielen Proben eine Verunreinigung durch Insekten. Trotzdem konnten besonders unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Markierversuchs Konzentrationszunahmen mit dem Fließweg bei den meisten hydrochemischen Parametern nachgewiesen werden. Ausnahmen

waren die zweiwertigen Kationen Magnesium und Calcium welche aufgrund ihrer Stoffeigenschaften eine Abnahme der Konzentration zu verzeichnen hatten.

Der Markierversuch zeigte, trotz der Einschränkung, dass nur in einzelnen Handproben Uranin nachgewiesen werden konnte ein überraschendes Ergebnis. So konnte gezeigt werden, dass auch bei erhöhten Grundwasserständen keine Fließrichtung in traversaler Richtung vorhanden war. Stattdessen wurde eine talabwärtige Fließrichtung identifiziert.

Auf Grundlage der Mess- und Analysewerte der Ereignisbeprobung konnten für die Grundwassermessstelle A4, sowie die Messwehre der Feuchtfläche eine zwei beziehungsweise Dreikomponentenseparation durchgeführt werden. Dadurch konnte eindeutig gezeigt werden, dass die Feuchtfläche nicht wie erwartet reagiert hat und en großer Teil des Niederschlags in der Sättigungsfläche gespeichert wurde. Mit Hilfe einer Wasserhaushaltsbilanzierung konnte ein Abflussbeiwert von 0,63 errechnet werden.

Darüberhinaus konnte mit einer weiteren Bilanzierung ein zusätzlicher Grundwasserabfluss von 32,3 Prozent ausgewiesen werden. Dieser kann mit einer Druckübertragung aufgrund eines piston flow-Effekts erklärt werden.

Mit geophysikalischen Messmethoden könnten die Untergrundverhältnisse genauer untersucht werden. Mit deren Einsatz könnten Hinweise auf die Mächtigkeit und mögliche Heterogenitäten des Aquifers erhalten werden. Interessant wären auch die diffusen Wassereinträge aus dem Talaquifer in den Vorfluter während Niederschlagsereignissen. Dies wäre auf experimentellem Weg zu erkunden. Durch einen weiteren Markierversuch kann zudem die schnelle Zwischenabflusskomponente an der Peripherie Terrassenkante-Feuchtfläche besser verstanden werden..

Abschließend ist zu bemerken, dass die experimentellen Untersuchungen dieser Arbeit das Prozessverständnis der Interaktion Talauenaquifer-Feuchtfläche ein Stück weitergebracht haben. Zudem konnte das Verständnis der Grundwasserfließwege im Bereich der Talaue revidiert und dahingehend der Blickwinkel auf räumliche Abfolgen von Konzentrationen hydrochemischer Inhaltstoffe verändert werden.

### 6 LITERATURVERZEICHNIS

- AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Nachdr., Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.
- ARMBRUSTER, M., H. KÖHLER, & K. H. FEGER (2000): Chemische Zusammensetzung zweier quellnaher Waldbäche im Hochschwarzwald – Abflussabhängige Variabilität und Einfluss einer Bodenkalkung, Forstw. Cbl. 119, 249-262, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- BAUMGARTNER, A. & H.J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie quantitative Hydrologie, 2. Auflage, Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- BERGMANN, H., J. FRANK, T. HARUM, W. PAPESCH, D. RANK, G. RICHTIG, H. ZOJER, (1996): Abflusskomponenten und Speichereigenschaften – Konzeptionen und Auswertemethoden. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 48,<sup>1</sup>/<sub>2</sub>. 27 – 45.
- Bos, M.G. (1978): Discharge Measurement Structures, Int. Inst. For Land Reclamation and Inprovement, Wageningen.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2002): Witterungsreport / Express, Jahrgang 4, Heft Juni-August 2002, Geschäftsfeld Klima- und Unweltberatung, Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach am Main.
- DIDSZUN, J. (2000): Abflussbildung an Hängen. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).
- DIN 4049, Teil 3 (1994): Begriffe der quantitativen Hydrologie, Beuth Verlag, Berlin.
- DUNNE, T. & R.D. BLACK, (1970): An experimental investigation of runoff production in permeable soils;. Water Resources Research, 6, 478 490.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): Grundlagen der Hydrologie, 3. stark bearbeitete Auflage. Verl. für Bauwesen, Berlin. 536 Seiten.

- FEGER, K.H., H. KÖHLER, M. ARMBRUSTER (1999): Beeinflussung der Wasserqualität in einem bewaldeten Einzugsgebiet durch biogeochemische Stoffumsetzungen in bachnahen Böden, Forstw. Cbl. 118, 345-354, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- FRITZ, M. (1997): Fließwege- und Stofftransportuntersuchungen in ausgesuchten Speicherräumen des Brugga-Einzugsgebietes. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).
- FVA (1994): Erläuterungen zu den Standorskarten des Forstbezirks Kirchzarten. Forstliche Versuchsanstalt Freiburg (FVA), Abteilung Botanik und Standortskunde, Freiburg i. Br.
- GEYER, O.F. & M.P. GWINNER (1991): Geologie von Baden Württemberg, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung; Stuttgart, 482 S.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN WÜRTTEMBERG (1981): Erläuterungen zur geologischen Karte von Freiburg im Breisgau und Umgebung 1:50000. 2. Auflage, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- HANGEN, E. (1997): Tracerhydrologische Untersuchung zur Abflussbildung im Conventwald Einzugsgebiet. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Uni-versität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).
- HÄDRICH, F. & L. STAHR (1997): Die Böden in der Umgebung von Freiburg im Breisgau, in:Freiburger Geographische Hefte, Nr. 36, Hrsg.: Mäckel, R. & B. Metz, Selbstverlag des Inst. Für Physische Geographie der Universität Freiburg i. Br.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. überarbeitete und erweiterte Auflage, Enke Verlag, Stuttgart. 439 Seiten.
- HOOPER, R.P & C.A. SHOEMAKER (1986): A Comparison of Chemical and Isotopic Hydrograph Separation, *Water Resoucers Research*, 22, No. 10, 1444-1454.
- KIENZLER, P. (2001): Experimentelle Untersuchungen zur chemischen Zusammensetzung oberflächennaher unterirdischer Abflusskomponenten im Bruggaeinzugsgebiet.Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Uni-versität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).

- KÄSS, W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik, Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 9, Hrsg. MATTHESS, G., Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart,1992.
- LEIBUNDGUT, CH. & H.R. WERNLI (1982): Zur Frage der Einspeisemengenberechnung für Fluoreszenztracer. Beiträge zur Geologie der Schweiz – Hydrologie, Band 28, 1, 119-130, Verlag Kummerly und Frey, Bern.
- LEIBUNDGUT, CH. (1984): Zur Erfassung hydrologischer Messwerte und deren Übertragung auf Einzugsgebiete verschiedener Dimensionen. Geomethodica 9, Veröffentlichung des 9. Basler Geomethodischen Colloquiums, 141 – 170.
- LINDENLAUB, M. (1998): Abflusskomponenten und Herkunftsräume im Einzugsgegbiet der Brugga, Dissertation, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br.
- LAUDON, H. & O. SLAYMAKER (1997): Hydrograph separation using stable isotopes, silica and electrical conductivity: an alpine example, *Journal of Hydrology* 201, 82-101.
- MANIAK, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft, eine Einführung für Ingenieure, 4. überarbeitete und erweiterte Auflage, Springer Verlag, Berlin.
- MCDONNEL, J.J., M. BONELL, M.K. STEWART, A.J. PEARCE (1990): Deuterium variations in storm rainfall: implications for stream hydrograph separation. Water Resources Research, 26, 3, 455 – 458.
- MCDONNEL, J.J., M.K. STEWART, I.F. OWENS (1991): Effect of catchment-scale subsurface mixing on stream isotopic response. Water Resources Research, 27, 12, 3065 3073.
- MENDEL, H.G. (2000): Elemente des Wasserkreislaufs: Eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung. Berlin: Analytica, 2000, Herausgegeben von Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- MIKOVARI, A. (1994): Einsatz von Tracertechniken zur Untersuchung der Verweilzeiten und Fließwege des Grundwassers im Untersuchungsgebiet Salmtal/Eifel. Bericht des Ministeriums für Umwelt Rheinland-Pfalz, vertreten durch das Landesamt für Wasserwirtschaft, Mainz.

- MOSER, H. & W. RAUERT (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 8, Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- PEARCE, A.J., M.K. STEWART, M. J. SKLASH (1986): Storm runoff generation in humid headwater catchments. 1. Where does the water come from?; Water Resources Research, 22, 8, 1263 1273.
- ROSER, S. (2001): Flächendetaillierte Weiterentwicklung des prozessorientierten Einzugsgebietsmodells TAC und Visualisierung der Modellergebnisse in einem dynamischen GIS, Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).
- SCHACHTSCHABEL, H. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13. durchgesehene Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- SKLASH, M.G., FARVOLDEN, R.N. (1979): The role of groundwater in storm runoff; Journal of Hydrology, 102, 139 164.
- TRUTRACK (2002):Home Page, Manufactures of Data Loggers and Weather Stations, URL:http://www.trutrack.com/wt-hr.html, (2002-09-16).
- UHLENBROOK, S., LEIBUNDGUT, CH.(1997): Abflussbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. Wasser und Boden, 49, 9, 13 – 22.
- UHLENBROOK, S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 10, 201 S.
- WENNINGER, J. (2001): Experimentelle Untersuchung zur Dynamik von Hanggrundwasser und dessen Übertritt in die Talaue und den Vorfluter im Bruggaeinzugsgebiet. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br. (unveröffentlicht).

# ANHANG

GWMS	vorher	aktuell	Abweichung	
	[m/s]	[m/s]	absolut	
A1	5,63E-09	2,68E-08	2,12E-08	
A2	1,09E-07	3,11E-07	2,02E-07	
A3	7,34E-08	7,30E-08	-4,00E-10	
A4	4,05E-09	4,55E-07	4,51E-07	
B1	1,06E-07	2,86E-07	1,80E-07	
B2	2,41E-07	1,37E-07	-1,04E-07	
B3	1,46E-06	7,57E-06	6,11E-06	
B4	5,75E-07	1,39E-07	-4,36E-07	
B5	3,81E-07	1,57E-07	-2,24E-07	
B6	2,50E-08	3,19E-07	2,94E-07	
C1	-	6,81E-07	-	
C2	-	2,54E-07	-	

 Tab. A1:
 Vergleich der Pumpversuche der ersten Messkampagne von WENNINGER (2002) mit den aktuell durchgeführten Pumpversuchen

Tab. A2Vergleich Klimarelevanter Daten Freiburg - Feldberg

		Lufttemeratur Mittlere Monatswerte [°C]	Max / Tag Min / Tag	Nieder-schlag [mm]	Bezug zum vielj. Mittel	Besonderheiten	
Freiburg 269 m ü.NN	Mai	10,2	24,2 / 17.5.	155 / 146%			
			0,3 / 5.5				
	Iuni	20,9	36,4 / 18.6.	121 /	103%		
	Juin		11,3 / 30.6.	121 /	10570		
	Juli	20,2	31,6 / 30.7.	102 / 106%		4 sogenannte heiße Tage und	
			11,7 / 5.7.	102 /	100%	vier Gewitter	
Feldberg 1486 m ü.NN	Mai	6,0	18,9 / 17.5.	117 / 71%			
			-2,2 / 5.5.				
	Juni	12,1	25,7 / 18.6.	130 / 76%			
			2,1 / 10.6.				
	Juli	11,0	19,9 / 8.7.	172 / 106%		7 Gewitter	
			2,9 / 4.7.				

Messstelle	Mittelwert[°C]	Max [°C]	Min [°C]	Schwankung	Messwerte	Messzeitraum	
						von	bis
GWMS A1	10,89	14,3	7,2	7,1	13931	30.04.02	28.07.02
GWMS A2	10,7	13,8	6,9	6,9	12367	30.04.02	28.07.02
GWMS A3	10,05	14,8	6,9	7,9	15581	30.04.02	28.07.02
GWMS A4	10,12	13,1	7,2	5,9	15589	30.04.02	28.07.02
GWMS B1	11,07	14,5	8,7	5,8	10546	30.04.02	08.07.02
GWMS B2	12,61	13,9	10,6	3,3	7138	08.07.02	28.07.02
GWMS B3	12,58	13,7	10,2	3,5	7759	04.06.02	28.07.02
GWMS B4	9,78	13,4	6,9	6,5	17063	25.04.02	28.07.02
GWMS B5	10,6	13,8	6,6	7,2	12003	08.05.02	28.07.02
GWMS B6	11,7	13,2	8,8	4,4	7732	04.06.02	28.07.02
GWMS C1	12,98	14,9	11,3	3,6	5573	19.06.02	28.07.02
GWMS C2	13,98	15,4	13,7	1,7	2868	08.07.02	28.07.02
Quellbach	7,84	9,3	6,5	2,8	21		
Entwässerungsgraben	8,14	9	7	2	21		
FFEntwässerungsgraben oben	12,02	13,8	10	3,8	12		
FFEntwässerungsgraben unten	11,99	13,5	10,2	3,3	21		
Talbach	10,87	12,8	8,1	4,7	20		

Tab. A3: Wassertemperaturen der GWMS und Oberflächengewässer



Abb. A1: Temperaturverlauf GWMS B1/B3/B4/B5





Leitfähigkeiten der GWMS A1,2,3,4; B3,5; C1,2







Abb. A4: pH-Werte GWMS











Abb. A7: GWMS B1 Stichtagsbeprobung







Abb. A9: GWMS B4 Stichtagsbeprobung



Abb. A10: GWMS B5 Stichtagsbeprobung









**GWMS C2 Stichtagsbeprobung** 



Abb. A13: Quellbach Stichtagsbeprobung



Abb. A14: Entwässerungsgraben Stichtagsbeprobung



Abb.A15: Wehr oben Stichtagsbeprobung



Abb. A16: Räumliche und zeitliche Variabilität des Chlorids



Abb. A17: Räumliche und zeitliche Variabilität des Nitrats



**Abb. A18:** 

Räumliche und zeitliche Variabilität des Magnesiums



Abb. A19: Räumliche und zeitliche Variabilität des Kaliums



Abb. A20: Räumliche und zeitliche Variabilität des Natriums



Abb. A21: Ereignisbeprobung: Silikat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten und Talbach und Leitfähigkeit am oberen und unteren Wehr.



Abb. A21: Ereignisbeprobung: Chlorid an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag



Abb. A22: Ereignisbeprobung: Sulfat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag



Abb. A23: Ereignisbeprobung: Nirat an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag



Abb. A24: Ereignisbeprobung: Natrium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag





Ereignisbeprobung: Kalium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag



Abb. A26: Ereignisbeprobung: Magnesium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag



Abb. A27: Ereignisbeprobung: Calcium an den GWMS A3, A4, Wehr oben, Wehr unten, Talbach und im Niederschlag





Abb. A29:

Vergleich der GWMS A2 und B5 im Hinblick auf die räumliche Variabilität



Abb. A30: Vergleich der GWMS B4 und B5 im Hinblick auf die räumliche Variabilität



Abb. A31: Vergleich der GWMS A3 und B4 im Hinblick auf die räumliche Variabilität