Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Mario Vath

Analyse der Niedrigwasserregime der Einzugsgebiete Dreisam und Brugga – ein kombinierter Basisabfluss-Wasseralter-Isotopen-Ansatz



Masterarbeit unter Leitung von Dr. Michael Stölzle

Freiburg i. Br., Juli 2016

Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Mario Vath

Analyse der Niedrigwasserregime der Einzugsgebiete Dreisam und Brugga – ein kombinierter Basisabfluss-Wasseralter-Isotopen-Ansatz

Referent: Dr. Michael Stölzle

Korreferentin: PD Dr. Kerstin Stahl

Masterarbeit unter Leitung von Dr. Michael Stölzle

Freiburg i. Br., Juli 2016

Inhaltsverzeichnis

Inł	nalt	sverzeichnis	I
Ab	bild	dungsverzeichnis	
Та	bel	lenverzeichnis	IX
Ab	kür	rzungsverzeichnis	x
Zu	san	nmenfassung	XII
Ex	ten	ded Summary	
Vo	rwa	ort	XV
1			
1	-	cinieitung	1
	1.1	Motivation: Klimawandel global und regional	1
	1.2	Umweltisotope	5
	1.3	Ganglinienseparation	9
	1.4	Verweilzeitbestimmung	
2	Ρ	Problemstellung und Zielsetzung	14
,	2.1	Problemstellung	14
,	2.2	Arbeitshypothesen	
,	2.3	Zielsetzung	15
3	U	Intersuchungsgebiet	16
,	3.1	Naturräumliche Lage und Topografie	16
	3.2	Hydrogeologie und Pedologie	
,	3.3	Landnutzung und Vegetation	
	3.4	Klima	
,	3.5	Hydrologie	
4	N	lethoden und Vorgehensweise	22
4	4.1	Verwendete Modelle und Daten	
4	4.2	Zeitreihenanalyse	

	4.3	Abflussanteile	25	
	4.4	Verweilzeitbestimmung	26	
	4.4.1	Verweilzeitberechnung im Speichermodell	26	
	4.4.2	2 Sinuskurvenmethode	32	
5	Erge	ebnisse	. 35	
	5.1	Trendanalyse	35	
	5.1.1	Gesamtabfluss	35	
	5.1.2	2 Niedrigwasserabfluss	39	
	5.1.3	Basisabfluss	40	
	5.2	Regime-Shifts	43	
	5.2.1	Gesamtabfluss-Regime	43	
	5.2.2	2 Niedrigwasserabfluss-Regime	44	
	5.2.3	Basisabfluss-Regime	46	
	5.2.4	Speichermodell-Regime	49	
	5.3	Abflussanteile	50	
	5.4	Verweilzeitbestimmung im Speichermodell	55	
	5.4.1	Speichermodell mit gleichverteilter Ausflussgewichtung	55	
	5.4.2	2 Speichermodell mit gammaverteilter Ausflussgewichtung	60	
	5.5	Verweilzeitbestimmung mit stabilen Isotopen	62	
6	Disk	sussion	. 66	
	6.1	Veränderungen des Abflussverhaltens	66	
	6.2	Bedeutung der Brugga für den Abfluss der Dreisam	71	
	6.3	Verweilzeitbestimmung	74	
7	Sch	lussfolgerung und Ausblick	. 82	
Li	teratur	verzeichnis	. 84	
El	Ehrenwörtliche Erklärung93			

Abbildungsverzeichnis

- Titelbild: Zusammenfluss der Quellbäche der Brugga. Von links der St. Wilhelmer Talbach, von rechts der Buselbach.

- Abb. 3.2: Langjähriges Abflussregime von Brugga und Dreisam im Vergleich. ... 21

- Abb. 4.3:
 Konzeptmodell des FLEX-Speichers (verändert nach STÖLZLE et al.,

 2015b).
 27
- Abb. 4.4: Verweilzeitmatrix zur Berechnung der Verweilzeitverteilung. Bei jedem Berechnungsschritt wird der Zellinhalt einer jeden Speicherzelle um einen Tag Wasseralter je Zeitschritt verschoben. Dabei wird der jeweilige

	Anteil q des berechneten Speicherausflusses Qb FLEX vom Speicherinhalt abgezogen
Abb. 4.5:	Gammaverteilung γ(p=5, b=1/3650) zur Gewichtung des Speicherausflusses
Abb. 4.6:	SpeichermodellzurVerweilzeitberechnungmitdenGewichtungsverteilungen,diedenSpeicherausfluss-AnteilqdesZellinhaltes angeben
Abb. 4.7:	Mittlerer Höhengradient des δ^{18} O-Signals im Niederschlag des Brugga- Einzugsgebiets (aus UHLENBROOK, 1999)
Abb. 5.1:	Trend der Jahresmittelwerte des Abflusses von Dreisam und Brugga mit 95 %-Konfidenzintervallen
Abb. 5.2:	Trend von 1970 bis 1999 und kurzfristiger Trend seit 2000 mit 95 %- Konfidenzintervallen für Sommer- (Mai bis Oktober) und Winterabflüsse (November bis April) der Dreisam auf Basis von Monatsmittelwerten des Abflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS- Regressionen dar
Abb. 5.3:	Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen für Sommer- und Winterabflüsse der Brugga auf Basis von Monatsmittelwerten des Abflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar
Abb. 5.4:	Abflusshöhenverteilung in Winter- und Sommerhalbjahr vor und nach dem Jahr 2000 von Brugga und Dreisam
Abb. 5.5:	Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen der MoNQ der Dreisam von Sommer- und Winterhalbjahren. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar39
Abb. 5.6:	Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen der MoNQ der Brugga von Sommer- und Winterhalbjahren. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar. 40

Abb. 5.7:

- Abb. 5.10: Basisabfluss vor und nach dem Jahr 2000 von Brugga und Dreisam. 42
- Abb. 5.12:Regime-Shifts der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 der Dreisam im
Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.45
- Abb. 5.13:Regime-Shifts der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 der Brugga im
Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.45

Abb. 5.18:	Regime-Shifts der modellierten Speicherfüllung von Dreisam- und Brugga-Finzugsgehiet auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte 50
	brugga-Linzugsgebiet auf basis gienender 15-Tage-Witterweite.
Abb. 5.19:	Anteil der Brugga am Gesamtabfluss (a) und am Basisabfluss (b) der Dreisam sortiert nach den Abflussquantilen der Dreisam Für die
	Betrachtungszeiträume vor und nach dem Jahr 2000 wurden LOWESS-
	geglättete Kurven hinzugefügt, um mittlere Veränderungen sichtbar zu
	machen
Abb. 5.20:	Shift des relativen Abflussanteils der Brugga am Abfluss der Dreisam im
	Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte52
Abb. 5.21:	Shift des relativen Basisabfluss-Anteils der Brugga am Basisabfluss der
	Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte52
Abb. 5.22:	Anteil der aus der Brugga stammenden Ionenfracht sortiert nach Abfluss
	der Dreisam53
Abb. 5.23:	Shift des Anteils des Basisabflusses am Gesamtabfluss von Brugga und
	Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte54
Abb. 5.24:	Verweilzeitverteilungen des modellierten Basisabflusses von Brugga und
	Dreisam unter der Annahme gleichverteilt proportional zur
	Speicherfüllung ausfließender Speicher
Abb. 5.25:	Wasseralter des modellierten Basisabflusses von Brugga und Dreisam
	während der Trockenjahre 1976 und 2003 bei Annahme eines vollständig
	durchmischten Speichers
Abb. 5.26:	Gemessenes Isotopensignal in der Dreisam und modelliertes
	Isotopensignal im FLEX-Basisabfluss der Dreisam (oben) bei Annahme
	eines Speichers mit gleichverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das
	mittlere Wasseralter als Zeitreihe und unten der dazugehörige modellierte
	Dasisa011uss
Abb. 5.27:	Gemessenes Isotopensignal der Brugga und modelliertes Isotopensignal
	IM FLEA-Basisabiliuss der Brugga (oben) bei Annahme eines Speichers

im FLEX-Basisabfluss der Brugga (oben) bei Annahme eines Speichers mit gleichverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das mittlere

- Abb. 6.3:Verhältnis von mittlerer Verweilzeit und modelliertem Basisabfluss von
Dreisam und Brugga.77

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Gewässerkundliche Hauptzahlen von Dreisam (1941-2003) und Brugga (1934-2003) (UHLENBROOK, 1999; WABOA, 2012)
Tab. 4.1:	Parameterschätzer der FLEX-Modelle von Dreisam und Brugga mit den Gütekriterien logNSE und MARE
Tab. 5.1:	Veränderung der Abflussquantile bei Niedrigwasser vor und seit 2000 (Datenbasis Tageswerte 1971-2008)
Tab. 5.2:	Veränderung der Abflussspitzen im Jahresverlauf zwischen 1971-1989 und 1990-2008
Tab. 5.3:	Veränderung der Minima und Maxima im Jahresverlauf des Basisabflusses in den Regime-Shifts zwischen 1971-1989 und 1990- 2008
Tab. 5.4:	Veränderung der Minima und Maxima im Jahresverlauf der modellierten Speicherfüllung in den Regime-Shifts zwischen 1971-1989 und 1990- 2008
Tab. 5.5:	Mittlere Verweilzeiten in den Einzugsgebieten über verschiedene Zeiträume
Tab. 5.6:	Modellgüte als RMSE der simulierten δ^{18} O-Isotopenkonzentration für Dreisam und Brugga aus den beiden Ansätzen der gleichverteilten und gammaverteilten Speicherausflussgewichtung
Tab. 5.7:	Per Sinuskurven-Methode anhand der δ^{18} O- und δ^{2} H-Signale ermittelte mittlere Verweilzeiten des Wassers in den Einzugsgebieten von Dreisam und Brugga
Tab. 6.1:	Mittlere Verweilzeiten aus den verschiedenartigen Ansätzen der Verweilzeit-Modellierung

Abkürzungsverzeichnis

Symbol	Einheit	Beschreibung
А	[-]	Amplitude
BFI	[-]	Basisabflussindex (engl.: base-flow index)
c	$[mg l^{-1}]$	Konzentration
GMWL		Global Meteoric Water Line
h	[mm]	Höhe, Speicher-Schwellenwert
HHQ	$[m^3 s^{-1}]$	Höchster jemals gemessener Hochwasserabfluss
IAEA		International Atomic Energy Agency
k	$[d^{-1}]$	Speicherkonstante
k_{f}	$[m s^{-1}]$	Durchlässigkeitsbeiwert
logNSE	[-]	Gütekriterium logarithmierte Nash-Sutcliffe-Effizienz
LOWESS		locally weighted scatterplot smoothing; lokal gewichtete Regression
MARE	[-]	Gütekriterium mean absolute relative error
MTT	[d]; [a]	Mittlere Verweilzeit (engl.: mean transit time)
MHq	$[1 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}]$	Mittlere Hochwasserabflussspende
MHQ	$[m^3 s^{-1}]$	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNq	$[1 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}]$	Mittlere Niedrigwasserabflussspende
MNQ	$[m^3 s^{-1}]$	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
Mq	$[1 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}]$	Mittlere Abflussspende
MQ	$[m^3 s^{-1}]$	Mittlerer Abfluss
m ü. NHN	[m]	Höhe, Meter über Normalhöhennull
n	[-]	Gesamtzahl der Messungen oder Intervalle
Ν	[mm]	Niederschlag
NNQ	$[m^3 s^{-1}]$	Niedrigster Niedrigwasserabfluss
MoNQ	$[m^3 s^{-1}]$	Geringster gemessener Tagesabfluss innerhalb eines Monats
Q	$[m^3 s^{-1}]$	Durchflussrate
Q_ds	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss der Dreisam
Q_bg	[m ³ s ⁻¹]	Abfluss der Brugga
Qb	$[m^3 s^{-1}]$	Basisabfluss
Qb FLEX	$[mm d^{-1}]$	Im FLEX-Modell berechneter Basisabfluss
Q5	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 5% aller Tage überschritten wird
Q25	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 25% aller Tage überschritten wird

Symbol	Einheit	Beschreibung
Q50	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 50% aller Tage überschritten wird; Median des Abflusses
Q75	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 75% aller Tage überschritten wird
Q80	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 80% aller Tage überschritten wird
Q85	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 85% aller Tage überschritten wird
Q90	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 90% aller Tage überschritten wird
Q95	$[m^3 s^{-1}]$	Abfluss, der an 95% aller Tage überschritten wird
R	[mm d ⁻¹]; [-]	Neubildungsrate, Grundwasserneubildungsrate; Isotopenverhältnis
R ²	[-]	Bestimmtheitsmaß
$^{18}R_{VSMOW}$	[-]	Isotopenverhältnis ¹⁸ O/ ¹⁶ O
² R _{VSMOW}	[-]	Isotopenverhältnis ² H/ ¹ H
RMSE	[-]	Gütekriterium root mean square error
S, S1, S2	[mm]	Speichersymbole
t	[d]	Zeitschritt
Т	[°C]	Wassertemperatur
Та	[°C]	Lufttemperatur
VSMOW		Vienna Standard Mean Ocean Water
WMO		World Meteorological Organization
δ ¹⁸ O, ¹⁸ δ	[‰]	Abweichung des Isotopenverhältnisses ¹⁸ O/ ¹⁶ O vom Standard
$\delta^2 H$, $^2 \delta$	[‰]	Abweichung des Isotopenverhältnisses ² H/ ¹ H vom Standard
τ	[d]; [a]	Verweilzeit
τ_{max}	[d]; [a]	Maximale Verweilzeit
ω	[a ⁻¹]; [-]	Frequenz, Kehrwert der Periode; Massenanteil der Ionen

Zusammenfassung

Der Wasserkreislauf ist als natürliches System dem Wandel von Klimavariablen unterworfen. Zielsetzung der vorliegenden Masterarbeit ist die Analyse klimabedingter Veränderungen der Abflussregime in den mesoskaligen Einzugsgebieten von Dreisam und Brugga im Südschwarzwald insbesondere während Niedrigwasserperioden. Datengrundlage bildeten Zeitreihen von 1971 bis 2008 mit täglichen Werten von Abfluss und Basisabfluss sowie Ergebnisse der kalibrierten Grundwasserneubildungsund Basisabflussmodelle GWN-BW und FLEX. Zur Untersuchung von Systemveränderungen und saisonaler Variationen wurden lang- und kurzfristige Trendanalysen und Regime-Shifts der Abflusskomponenten erstellt. Durch Berechnung der Abflussanteile und durch Mischungsrechnung wöchentlich vorliegender Hauptionenmesswerte wurde der Einfluss des Teileinzugsgebiets Brugga auf die Abflussdynamik der Dreisam analysiert. Zur Erklärung des Abflussverhaltens wurde eine Verweilzeitmodellierung auf Grundlage des in FLEX berechneten Basisabflusses durchgeführt. Zur Validierung der Ergebnisse wurden wöchentliche Messwerte der Sauerstoff- und Wasserstoffisotope δ^{18} O und δ^{2} H verwendet. Es wurde ein steigender Trend der Winterabflüsse vor 2000 ermittelt. Nach 2000 stellt sich ein rückläufiger Trend ein. Im Jahresverlauf erfolgte zwischen 1971-1989 und 1990-2008 eine saisonale Verschiebung des Abflussmaximums im Frühjahr und des Minimums im Sommer hin zum früheren Auftreten um einen halben Monat. Diese Verschiebung ist in den Abflusskomponenten unterschiedlich stark ausgeprägt und kann durch höhere Lufttemperatur im Winter mit früherer Schneeschmelze und stärkeren flüssigen Winterniederschlägen erklärt werden. In den Sommermonaten und bei Niedrigwasser ist der Beitrag der Brugga am Gesamtabfluss der Dreisam besonders hoch. Seit 2000 hat die Bedeutung des Brugga-Einzugsgebiets vor allem bei Niedrigwasser zugenommen. Bei der auf das FLEX-Speichermodell aufbauenden Verweilzeitmodellierung konnte nachvollzogen werden, dass altes Wasser höhere Anteile am Basisabfluss im Brugga-Einzugsgebiet als im Dreisam-Einzugsgebiet einnimmt und dadurch ein langfristigerer Abflusserhalt gewährleistet ist.

Extended Summary

The water cycle is subjected to changes of climate variables. The objective of this master thesis is to analyze impacts of climate change on the runoff regimes in the mesoscaled catchment areas of the rivers Dreisam and Brugga in the Southern Black Forest. For the analyses, periods of low flow were of special interest. Besides daily data of runoff and baseflow from 1971 to 2008 results of the calibrated groundwater models GWN-BW and FLEX, which represented the translation from groundwater recharge into baseflow, were available. To identify system changes and seasonal variations, longand short-term trend analyses and regime shifts were generated. Furthermore, the influence of the Brugga sub-basin on the runoff dynamics of the Dreisam was analyzed. For this analysis runoff proportions of the Brugga runoff at the Dreisam runoff under low flow conditions were calculated for the different runoff components. To explain the specific features of the runoff a transit time model was implemented, which was based on the baseflow that was calculated by the FLEX model. To validate the results weekly measurements of δ^{18} O and δ^{2} H isotopes were used. A rising trend of winter runoff until 2000 and a decrease since 2000 could be identified. During the year a seasonal shift of the runoff maximum in spring and of the runoff minimum in summer between 1971-1989 and 1990-2008 was detected. It was found that on average the minima and maxima measured between 1990 and 2008 occur half a month earlier than between 1971 and 1989. This can be explained by several factors, for example a higher air temperature and heavier rainfalls during winters. In summer months when there is low flow the contribution of the Brugga runoff to the total runoff of the Dreisam is particularly high. Since 2000 the importance of the Brugga catchment area increased especially under low flow conditions. By using transit time modelling it was possible to understand that there is a higher proportion of old water in the Brugga runoff than in the Dreisam runoff and that thereby a long-term outflow is ensured.

Schlüsselwörter: Basisabfluss, FLEX-Speichermodell, Isotopen, Regime-Shift, Sinuskurvenmethode, Trendanalyse, Verweilzeitmodellierung, Wasseralter

Vorwort

Gewidmet meinem lieben Vater.

Herr, gib ihm die ewige Ruhe und das ewige Licht leuchte ihm. Herr, lass ihn ruhen in Frieden. Amen

Diese Masterarbeit wurde von Januar bis Juli 2016 im Rahmen des M. Sc.-Studienganges Hydrologie an der Professur für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg angefertigt.

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mich bei der Erstellung meiner Abschlussarbeit unterstützt haben. Dabei möchte ich zuerst meine Familie hervorheben, die mir mein Studium durch ihre moralische und finanzielle Unterstützung ermöglicht hat und mir familiären Rückhalt bot. Danke meinen Freunden, die mich stets aufgemuntert haben und denen ich mich immer zuwenden konnte. Dabei gilt mein herzlichster Dank meiner Freundin, die immer ein offenes Ohr für mich hatte und ein Lichtblick an trüben Tagen war. Den Ordensschwestern der Albertusburse für ihre seelsorgerische und erzieherische Unterstützung während meiner Studienzeit in Freiburg mein herzliches "Vergelt's Gott". Auch den Kolleginnen und Kollegen der IVU Umwelt GmbH möchte ich sehr dafür danken, dass sie mir in so vertrauensvollem Umfeld ermöglicht haben, mein Studium zu finanzieren und gleichzeitig Arbeitserfahrung zu sammeln.

Für die Vergabe des Themas und die Betreuung der Masterarbeit bedanke ich mich ganz besonders bei Dr. Michael Stölzle und PD Dr. Kerstin Stahl sowie bei Dr. Tobias Schütz, die mir stets als kompetente Ansprechpartner zur Seite standen.

Danke an das ganze Team der Professur für Hydrologie in Freiburg für die hervorragenden Lehrveranstaltungen, die das Studium der Hydrologie so faszinierend gemacht haben.

1 Einleitung

Der Wasserkreislauf ist als natürliches System dem ständigen Wandel der Umweltfaktoren unterworfen. Sich verändernde Klimavariablen, die sich auf die räumliche und quantitative Verteilung von Niederschlägen im Jahresverlauf, die Ausprägung der Vegetation sowie auf die Oberflächen- und Bodenbeschaffenheit auf unterschiedlichen Zeitskalen dynamisch auswirken, beeinflussen den Wasserhaushalt im globalen bis lokalen Maßstab. In der vorliegenden Masterarbeit werden insbesondere die hydrologischen Auswirkungen durch den Klimawandel mit Blick auf das Abflussregime im Einzugsgebiet der Dreisam und ihrem Teileinzugsgebiet Brugga beleuchtet.

1.1 Motivation: Klimawandel global und regional

Die natürlicherweise in der Erdatmosphäre vorkommenden Treibhausgase führen zum natürlichen Treibhauseffekt, durch welchen die globale durchschnittliche Lufttemperatur auf einem Niveau von 15°C gehalten und Leben auf der Erde ermöglicht wird. Die relevantesten Treibhausgase sind Wasserdampf, Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O) und halogenierte Kohlenwasserstoffe, die zum Teil anthropogenen Ursprungs sind. Die zusätzlich durch Verbrennung fossiler Brennstoffe, Industrie und Massentierhaltung emittierten Treibhausgase verstärken die Erderwärmung, die aufgrund des menschlichen Einflusses als anthropogener Treibhauseffekt bezeichnet wird. Der Effekt beruht auf der strahlungsabsorbierenden Eigenschaft der Treibhausgase. Die langwellige Ausstrahlung der Erdoberfläche wird absorbiert, die Energie verbleibt in der Erdatmosphäre und führt zur globalen Erwärmung. Seit der Industrialisierung Mitte des 18. Jahrhunderts nutzt der Mensch fossile Brennstoffe in immer größerem Umfang als Energieträger (Abb. 1.1). Weltweit sind einhergehend mit dem Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum die Emissionen der Treibhausgase stetig gestiegen, sodass die heutige CO₂-Konzentration in der Atmosphäre die vorindustriellen Werte bei Weitem überschreitet. Eisbohrkernmessungen in der Antarktis belegen geringere Konzentrationen für die letzten 800 000 Jahre mit historischen CO2Konzentrationen zwischen 170 und 300 ppm. 2016 wurden auf der Messstation Manua Loa auf Hawaii erstmals CO₂-Konzentrationen von über 409 ppm gemessen (KEELING, 2016).



Abb. 1.1: Jährliche globale CO₂-Emissionen in Gigatonnen CO2-Äquivalent aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, Zementherstellung und Landnutzungsänderung (verändert nach IPCC, 2014).

Zum anthropogen verursachten globalen Klimawandel trägt CO₂ zu einem Anteil von 76 % bei. Davon entfallen 56.6 % auf die Nutzung der fossilen Brennstoffe Erdöl, Erdgas und Kohle. Der Rest stammt überwiegend aus der Freisetzung von in Biomasse oder im Boden gespeichertem CO₂. Zwischen 1750 und 2011 sind von den globalen CO₂-Emissionen 880 ± 35 Gigatonnen in der Atmosphäre verblieben, wovon die Hälfte innerhalb der letzten 40 Jahre emittiert wurden (KUHN, 1990; IPCC, 2014; BEUERMANN & HÜGING, 2014). Spätestens seit den Sachstandsberichten des IPCC (2013; 2014) (Intergovernmental Panel on Climate Change) ist der menschliche Beitrag zum Klimawandel nicht mehr abzustreiten (HELD, 2013; IPCC, 2013; IPCC, 2014).

Ein globaler Anstieg von Oberflächen- und Lufttemperatur hat Auswirkungen auf die atmosphärischen Zirkulationsprozesse und Meeresströmungen. Es kommt zu einer Intensivierung des Wasserkreislaufs und hierdurch zu einer Veränderung der räumlichen, zeitlichen und quantitativen Verteilung von Niederschlägen auf globaler Ebene. Durch die Temperaturerhöhung werden sich Prozesse wie das Abschmelzen von Schnee, Eis und Gletschern – auch in den Polarregionen – als natürliche Süßwasserspeicher, verstärken. Als Risikogebiete werden vom IPCC (2014) auch die Küstenregionen durch den Anstieg des Meeresspiegels infolge abschmelzender kontinentaler Eismassen genannt. Des Weiteren wird sich den Klimamodellen zufolge die Auftretenswahrscheinlichkeit extremer Wetterlagen erhöhen. Überschwemmungen durch lokale Extremniederschläge und länger und häufiger auftretende Dürreperioden werden prognostiziert, einhergehend mit den schädlichen Auswirkungen auf die betroffenen Ökosysteme und den Menschen. Die Beeinflussung des Wasserkreislaufs und infolgedessen die Verteilung natürlicher Süß- und Trinkwasserressourcen stellen eine der folgenschwersten Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels auf Mensch und Umwelt dar (HOFF & KUNDZEWICZ, 2006).

Diese global zu erwartenden Veränderungen wirken sich auch auf das Abflussverhalten von Fließgewässern in Deutschland aus, so auch auf die untersuchten Flüsse Dreisam und Brugga im Schwarzwald. Als Folge des Klimawandels sind in Süddeutschland deutliche Effekte festzustellen. Die Lufttemperatur hat sich im Messzeitraum von 1931 bis 2010 durchschnittlich um 1.1 °C erhöht, einhergehend mit einer Verstärkung der Trendsignifikanz. Der Effekt ist mit +1.1 bis +1.4 °C in 80 Jahren im Winterhalbjahr stärker ausgeprägt als im Sommerhalbjahr mit +0.6 bis +1.0 °C in 80 Jahren. Verstärkt haben sich in diesem Betrachtungszeitraum auch die winterlichen Hochwasserabflüsse sowie der Niederschlag, sodass in Süddeutschland die Wintermonate zu den hochwassergefährdetsten gehören. Vor allem Starkniederschläge im Winter treten im Schwarzwald ausgeprägter auf. 45 % der Quellschüttungen erreichen ihr Maximum in den Monaten März bis Mai durchschnittlich vier bis sechs Wochen früher als noch vor 50 Jahren. Die Ursache sind unter anderem früher auftretendes Schneeschmelzwasser und höhere Anteile flüssigen Niederschlags im Winter (HENNEGRIFF et al., 2006; KLIWA, 2011). Korrespondierend zu den bereits gemachten Beobachtungen berechnen die in der Literatur erklärten Modelle einen anhaltenden Trend für das Rhein-Einzugsgebiet für die Zukunft. Generell werden höhere Abflüsse im Winter aufgrund von verstärkter Schneeschmelze und intensiveren Winterniederschlägen vorhergesagt. Durch die geringere Schneeakkumulation und höhere Verdunstung sinken die Abflüsse im Sommer (ARNELL, 1999; MIDDELKOOP et al., 2001).

Besonders für die wasserwirtschaftliche Nutzung von Gewässern sind Auswertungen der Niedrigwasserabflüsse entscheidend. Wesentliche Einschränkungen bringen Niedrigwasserperioden für die Energiewirtschaft und Binnenschifffahrt mit sich. Für Wasserversorger stellt Niedrigwasser eine Herausforderung durch dessen Einfluss auf Wasserqualität und Wasserverfügbarkeit dar. Gewässerökologisch zählt die Zunahme von Niedrigwasserereignissen zur riskantesten Entwicklung, die sich in gewissem Maße für die Fischerei als existenzgefährdend auswirkt (KLIWA, 2011). Mit Blick auf Niedrigwassersituationen in Baden-Württemberg führten HENNEGRIFF et al. (2008) einen Vergleich von Daten von 1971 bis 2000 mit der Prognose von 2021 bis 2050 durch. Als Ergebnis erhielten sie eine Abnahme der mittleren Niedrigwasserabflüsse (MNQ) um durchschnittlich 14 %. Die deutlichsten Abnahmen erfolgen demnach in den Einzugsgebieten des Oberrheins im Südwesten Baden-Württembergs mit 10 % bis 20 %. Die geringsten Abflussabnahmen werden für das nördliche Baden-Württemberg erwartet. Der jährliche Niedrigwasserabfluss NQ wird dabei im Schnitt einen Monat früher auftreten als bisher. Auch die Dauer der Abflussdefizite erhöht sich besonders bei den südlichen Donauzuflüssen, im Bodensee-Gebiet und im Bereich von Hochrhein und südlichem Oberrhein bis zur Elzmündung (HENNEGRIFF et al., 2008). Für die Grundwasserstände sind keine signifikanten Trends feststellbar, im Klimamonitoringbericht 2011 für Süddeutschland (KLIWA, 2011) wird jedoch auf die Häufung der extrem trockenen Jahre seit den 1970er Jahren verwiesen.

Wie dargestellt wirken sich klimatische Veränderungen auf die hydrologischen Prozesse, von Niederschlagsverteilung und Grundwasserständen bis zur Abflussbildung und – speziell relevant für diese Arbeit – auf die Generierung und Variation des Basisabflusses aus. In dieser Arbeit wird der Basisabfluss als grundwasserbürtiger Abfluss definiert (vgl. Kapitel 1.3 Ganglinienseparation). Gerade wegen der immer häufiger auftretenden Trockenperioden ist das Verhalten des Basisabflusses entscheidend, da er für einen kontinuierlichen Abfluss auch bei ausbleibenden Niederschlägen sorgt und zum Erhalt der Ökosystemfunktionen des Flusses beiträgt (SMAKHTIN, 2001; PARTINGTON et al., 2012). In dieser Hinsicht interessiert, zu welchem Anteil die Brugga bei Niedrigwasserbedingungen am Abfluss der Dreisam beiträgt und ob die Hochgebirgslage des Brugga-Einzugsgebiets mit seinen spezifischen Einzugsgebietseigenschaften eine wichtige Rolle als Teileinzugsgebiet der Dreisam spielt.

Gemeinsam mit dem Basisabfluss enthält die Verweilzeit des Wassers im Grundwasserspeicher wichtige Informationen, da sie ausschlaggebend für die Reaktionsgeschwindigkeit des Basisabflusses ist und Rückschlüsse auf Auslaufverhalten und Rückhaltevermögen der Grundwasserspeicher zulässt (MCGUIRE & MCDONNELL, 2006; MCDONNELL et al., 2010). Klimatische Effekte wie sich verändernde zeitliche und quantitative Niederschlagsverteilungen führen zunächst zu Variationen in der Grundwasserneubildung. Erst, wenn sich dieses Signal durch den Grundwasserspeicher gepaust hat, können Veränderungen im Basisabflussverhalten beobachtet werden. Grundwasserspeicher sind im Untergrund über das gesamte Einzugsgebiet ausgedehnt und aufgrund der geologischen Begebenheiten nur unter erheblichem Aufwand zu bemessen. Daher werden bevorzugt Grundwassermodelle genutzt. Zwar können diese mit Unsicherheiten behaftet sein, jedoch stellen sie aufgrund mathematisch-physikalischer Annahmen bei erfolgreicher Modellkalibrierung die Prozesse im Einzugsgebiet meist zureichend dar (MCGUIRE & MCDONNELL, 2006; MCGUIRE et al., 2007). In dieser Masterarbeit wird auf bereits bestehende Grundwassermodelle der Einzugsgebiete Dreisam und Brugga zurückgegriffen, mit deren Hilfe Veränderungen in den Einzugsgebieten untersucht werden. Darauf aufbauend wird die Verweilzeit im Grundwasserspeicher berechnet. Zur Validierung und Beurteilung der Ergebnisse dienen stabile Umweltisotope, die in die Verweilzeitmodellierung eingebunden werden. Analysemethoden zur Identifizierung saisonaler Variationen sowie lang- und kurzfristiger Veränderungen sind die Untersuchung der Gewässerregime und Trendanalysen der Abflusskomponenten (NATHAN & MCMAHON, 1992; HUXOL, 2007), die auch in dieser Masterarbeit Anwendung finden.

1.2 Umweltisotope

Stabile Umweltisotope können in der Einzugsgebietshydrologie wertvolle Informationen über die Herkunft der Abflusskomponenten und Speicherverhalten liefern und werden zur Bestimmung der Verweilzeit von Wasser im Einzugsgebiet eingesetzt. Außerdem fungieren sie als natürliche Tracer, die durch den Niederschlag in das hydrologische System des Einzugsgebiets eingetragen werden.

Die Elemente im Periodensystem unterscheiden sich durch die Anzahl der Protonen und sind hierdurch exakt definiert. Isotope sind Atome eines Elements die eine unterschiedliche Anzahl von Neutronen aufweisen und somit verschiedene Atommassen besitzen. Im Wassermolekül kommen natürlicherweise die stabilen Sauerstoffisotope ¹⁶O, ¹⁷O und ¹⁸O und die Wasserstoffisotope ¹H (Protium), ²H (Deuterium) und ³H (Tritium) vor. ¹⁷O ist jedoch sehr selten und Tritium ist radioaktivem Zerfall

unterworfen und damit kein stabiles Isotop im Gegensatz zu Protium und Deuterium. In der Wissenschaft werden die Isotopenverhältnisse R von ¹⁸O/¹⁶O und ²H/¹H bestimmt. Zur Vergleichbarkeit gibt man das Isotopenverhältnis relativ zum Standard an:

$$\delta = \frac{R_{Probe}}{R_{Standard}} - 1 \cdot 1000 \%_0 \tag{1}$$

Der gebräuchliche Standard ist der von der IAEA (International Atomic Energy Agency) in Wien vorgegebene VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water), der wie folgt definiert ist (GAT et al., 2000; MOOK, 2000):

$${}^{2}R_{VSMOW} = {}^{2}H/{}^{1}H = (155.75 \pm 0.05) \cdot 10^{-6}$$
⁽²⁾

$${}^{18}\text{R}_{\text{VSMOW}} = {}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O} = (2005.20 \pm 0.45) \cdot 10^{-6}$$
(3)

Zwischen den Isotopenverhältnissen von ²H/¹H und ¹⁸O/¹⁶O besteht ein linearer Zusammenhang, der im globalen Mittel über die Global Meteoric Water Line (GMWL) beschrieben wird (GAT et al., 2000; SÁNCHEZ-MURILLO et al., 2015):

$$\delta^2 H = 8 \cdot \delta^{18} O + 10 \%$$
 (4)

Die stabilen Isotope von Sauerstoff und Wasserstoff bieten sich deshalb als geeignete Tracer an, weil sie die Wassermoleküle bilden und dadurch die Eigenschaft eines idealen Tracers erfüllen, der sich beim Durchfließen von organischem und geologischem Material konservativ verhält (HOOPER & SHOEMAKER, 1986; MCGUIRE & MCDONNELL, 2006). Durch Fraktionierungsprozesse bei Evapotranspiration und Niederschlagsbildung entsteht ein zeitlich variabler Input ins hydrologische System. Die Fraktionierungsprozesse beruhen auf den chemischen und physikalischen Eigenschaften der isotopisch unterschiedlich aufgebauten Wassermoleküle, die sich in ihrer Molekülmasse unterscheiden, wodurch insbesondere folgende Auswirkungen resultieren (MOOK, 2000):

 Isotopisch schwere Wassermoleküle sind aufgrund der gleichen kinetischen Energie aber größeren Masse weniger mobil als isotopisch leichte. Deshalb ist deren Diffusionsgeschwindigkeit niedriger und sie kollidieren seltener mit anderen Molekülen, was eine Voraussetzung für chemische Reaktionen darstellt, weshalb ihre chemische Reaktionsfähigkeit vermindert ist. Isotopisch schwere Moleküle besitzen eine stärkere Bindungsenergie. Daraus resultiert ein geringerer Dampfdruck, sodass die schweren Moleküle weniger schnell in die Gasphase übergehen und aus einer Flüssigkeit langsamer verdunsten. Wasserdampf, der über Meeresflächen entsteht ist also isotopisch leichter als das Meerwasser.

Fraktionierung geschieht bei allen Phasenübergängen von Wasser und ist stark von der Temperatur und der Geschwindigkeit des Vorgangs abhängig. Bei Evaporation über Meeresflächen tritt ein von Breitengrad und Jahreszeit abhängiger Temperatureffekt auf, der in Europa und den USA für δ^{18} O durchschnittlich -0.6 ‰ pro Grad Zunahme der geografische Breite und -0.5 ‰ pro 1°C Abnahme der Jahresmitteltemperatur beträgt (GAT et al., 2000).

Fraktionierung tritt außer bei Verdunstungsprozessen auch bei Kondensation von Wasser und somit bei Niederschlagsbildung auf und äußert sich in verschiedenen Effekten. Über den Kontinenten zirkulierender Wasserdampf entstammt überwiegend aus Verdunstung von den Oberflächen der Ozeane. Da beim Ausregnen zunächst isotopisch schweres Wasser kondensiert, verringert sich das isotopische Gewicht in den Wolken mit zunehmender Entfernung zum Meer. Auf diese Weise entsteht der Kontinentaleffekt. Der Temperatureffekt bedingt außerdem eine jahreszeitliche Schwankung des Isotopensignals. Im Winter treten bei niedriger Lufttemperatur somit die niedrigsten Isotopensignaturen auf, im Sommer die höchsten. Der Effekt korreliert ebenfalls stark mit der bodennahen Lufttemperatur, da sich beim Fallen des Niederschlags Gasphase und Flüssigkeit stets in einem Gleichgewicht befinden. Dies bedingt auch den Höheneffekt, der durch eine mittlere Temperaturabnahme mit zunehmender Höhe entsteht. Zudem spielt die Verdunstung beim Fallen eine Rolle, wodurch sich mit zunehmender Fallstrecke schwere Isotope in den Regentropfen anreichern (GAT et al., 2000). Die Kombination aus Höheneffekt und Temperatureffekt führen im Brugga-Einzugsgebiet im Mittel zu einer Veränderung des δ^{18} O-Wertes um -0.2178 ‰ pro 100 m Höhenzunahme (UHLENBROOK, 1999). Mit der Dauer eines Niederschlagsereignisses nimmt der Gehalt an schweren Isotopen im Niederschlag ab. Dieser Mengeneffekt ist räumlich und zeitlich sehr variabel. So wurden bei konvektiven Niederschlägen in Nordwesteuropa Abnahmen des δ^{18} O-Wertes um 7 ‰ innerhalb einer Stunde gemessen (Abb. 1.2), bei Gewitterniederschlägen innerhalb der innertropischen Konvergenzzone (ITC) sogar Abnahmen um 15 ‰ (GAT et al., 2000).

Besondere Bedeutung kommt den Speichern in Einzugsgebieten zu, die das Verhalten der Isotopensignatur entscheidend beeinflussen. Die isotopenhydrologisch relevanten Speicher sind Interzeption, Schnee, Boden und Grundwasser. Entscheidend im Brugga-Einzugsgebiet ist der Schneespeicher, da in den Hochlagen bis zu zwei Drittel, in den Tieflagen ein Drittel des Gesamtniederschlages als Schnee fallen (UHLENBROOK, 1999). Schnee und Hagel weisen die niedrigsten Isotopengewichte auf und zeichnen sich besonders durch hohe Werte des Deuterium-Excess aus, der die Verschiebung des y-Achsen-Abschnittes der Meteoric Water Line vom Verhältnis δ^{18} O zu δ^{2} H kennzeichnet (GAT et al., 2000). Die Umweltisotope können in dieser Masterarbeit zur Validierung der Verweilzeitmethode im Speichermodell eingesetzt werden, da sie sich als konservative Tracer im Einzugsgebiet besonders dazu eignen.



Abb. 1.2: Messreihen von Niederschlagssummen und den darin mit zunehmender Dauer und Intensität des Niederschlagsereignisses ermittelten niedriger werdenden δ^{18} O-Werten zur Veranschaulichung des Mengeneffekts (aus GAT et al., 2000).

1.3 Ganglinienseparation

Wasser, welches ein Einzugsgebiet verlässt und am Gewässerpegel quantitativ erfasst wird enthält verschiedene Abflusskomponenten, die unterschiedliche Speicher und Fließwege passiert haben. Um das Abflussverhalten in einem Einzugsgebiet detailliert aufzulösen ist die separate Betrachtung der Abflussanteile, die den verschiedenen Kompartimenten entstammen, vonnöten. Die Abflussbildungsprozesse teilen sich auf in Gewässerinterzeption, Hortonischer Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Der Basisabfluss ist der Teil des Abflusses, der unter größerer Verzögerung über das Grundwasser in den Vorfluter austritt (WITTENBERG, 2011). In dieser Arbeit wird der Basisabfluss als der Anteil der Grundwasserneubildung definiert, der den Vorfluter erreicht (vgl. PARTINGTON et al., 2012; STÖLZLE et al., 2015b). In Trockenperioden ohne Niederschlag kann der gesamte Abfluss grundwasserbürtig sein, sodass man von Basisabflussbedingungen spricht. Ganglinienseparation wird verwendet, um schnelle oberflächennahe Abflusskomponenten vom kontinuierlich auftretenden Basisabfluss zu trennen und quantifizieren zu können (MEI & ANAGNOSTOU, 2015). Besonderes Interesse bei der Betrachtung der Abflussbildungsprozesse wird dem Basisabfluss geschenkt, da er speziell in Trockenzeiten zur Wasserversorgung und somit wesentlich zum Erhalt der Flussökosystemen beiträgt. In Anbetracht des Klimawandels sind Erkenntnisse zum Verhalten des Basisabflusses von großer Bedeutung für Niedrigwasservorhersagen (SCHWARTZ, 2007; PARTINGTON et al., 2012).

Die ersten Ansätze der Ganglinienseparation verwenden rein grafische Abtrennungsverfahren und stammen aus der Ingenieurshydrologie (SCHWARTZ, 2007). Diese sind einfach anzuwenden und werden von der World Meteorological Organization (WMO) als standardisierte Methode beschrieben (GUSTARD & DEMUTH, 2009). Dieses Verfahren der linearen Interpolation der Wendepunkte von Minima aus fünf-Tages-Intervallen hat sich zur Basisabflussmodellierung von humiden Einzugsgebieten im Flachland bewährt, für die ein Rückgang der schnellen Abflusskomponenten innerhalb von fünf Tagen angenommen wird. In gebirgigen Einzugsgebieten zeigt sich nach dieser Methode jedoch ein sprunghafter Anstieg des Basisabflussindex (BFI) im Vergleich zu tiefer gelegenen Einzugsgebieten (STÖLZLE et al., 2015a). Gestützt wird die Vermutung durch die Untersuchung von MILLARES et al. (2009), in der durch Rezessionsanalyse ein Rückgang der schnellen Abflusskomponenten in gebirgigen kristallinen Einzugsgebieten zwischen 10 und 17 Tagen ermittelte werden konnte. STÖLZLE et al. (2015a) entwickelte ein grafisches Abtrennungsverfahren, das längerfristige Intervalle von neun, beziehungsweise zehn Tagen nutzt, um schnelle Direktabfluss- und Zwischenabfluss-Komponenten deutlicher vom grundwasserbürtigem Basisabfluss zu separieren. Indem die Intervallgröße bei der grafischen Methode tagesweise vergrößert und eine Abfolge von Basisabflussindizes ermittelt wird kann außerdem der Abflusscharakter von Einzugsgebieten beschrieben werden. Einzugsgebiete unterschiedlicher Geologie und Abflussregime können dadurch identifiziert und dem Auslaufverhalten der Speicher im Einzugsgebiet zugeordnet werden.

Um die Prozesse der Abflussbildung auf Einzugsgebietsebene besser zu verstehen, wurden diverse Methoden zur Basisabflussseparation entwickelt. Zusätzlich zur der grafischen Abtrennung wurden bald chemische Tracer und stabile Umweltisotope zur Aufteilung in neues und altes Wasser hinzugezogen. War die grafische Abtrennungsmethode einst konsistent mit der Annahme des Hortonischen Oberflächenabflusses, so wurde dieses Konzept der Zwei-Komponenten-Trennung des Abflusses bald infrage gestellt, nachdem viele Studien mit natürlichen Tracern herausfanden, dass mehr als die Hälfte des Abflusses Vorereigniswasser ist und nicht dem Niederschlagsereignis entstammt (HOOPER & SHOEMAKER, 1986; KENDALL & MCDONNELL, 1998). Natürliche Tracer, die sich in diesem Kontext für die Abtrennung und Anteilsberechnung der Abflusskomponenten bewährt haben, sind die Hauptionen, der pH-Wert, Silikate und die natürlichen Isotope ¹⁸O und ²H als Isotopenverhältnisse δ^{18} O und δ^{2} H. Letztere haben zudem den Vorteil, dass sie im Wassermolekül eingebunden sind und konservative Tracer darstellen, und somit die Anforderungen eines idealen Tracers erfüllen.

Neben der Bestimmung der Herkunft werden Variationen der Isotopensignale in Niederschlag und Abfluss außerdem verwendet, um die mittlere Verweilzeit des Wassers zu bestimmen (GENEREUX, 1998; BURNS, 2002), worauf in Kapitel 1.4 Verweilzeitbestimmung näher eingegangen wird. Als weitere Verfahren zur Abtrennung des Ereignis- und Vorereigniswassers vom Grundwasserzustrom wurde die Rezessionsanalyse als mathematisch-physikalische Methode entwickelt, anhand derer man die Änderungsrate des Auslaufverhaltens eines hydrologischen Speichers in einem Rezessionskoeffizienten bestimmt. Dabei wird berechnet, zu welchem Zeitpunkt der Abfluss ein lineares oder speichertypisches nichtlineares Auslaufverhalten entwickelt, das dem Grundwasserzustrom ins Gewässer zugeordnet wird. In Speichermodellen kann anhand des Speicherkoeffizienten das Ausfließverhalten nachempfunden werden. (CHAPMAN, 1999; BLUME et al., 2007; MILLARES et al. 2009; WITTENBERG, 2011; PARTINGTON et al., 2012; MEI & ANAGNOSTOU, 2015). Auf der physikalischen Theorie des Auslaufens eines Grundwasserspeichers funktionieren auch diverse automatisierte Modellierungsmethoden, wie digitale Filter, bei denen die Abflussganglinie mathematisch in zwei oder mehr Abflusskomponenten getrennt wird (ECKHARDT, 2005; SCHWARTZ, 2007; ECKHARDT, 2008; MEI & ANAGNOSTOU, 2015). Viele der genannten Methoden funktionieren in gut bemessenen Einzugsgebieten mit hoher Datenauflösung.

Zur Beschreibung von Speicherverhalten im Einzugsgebiet sind die Ergebnisse der grafischen Basisabflussseparation nach WMO-Standard (GUSTARD & DEMUTH, 2009) jedoch zweckgemäß (STÖLZLE et al., 2015a; STÖLZLE et al., 2015b). Der nach dieser Methode definierte Basisabfluss wurde in STÖLZLE et al. (2013) und STÖLZLE et al. (2014) bei der Translation von Grundwasserneubildung in Basisabfluss zur Modellkalibrierung funktionierte Zusammenspiel genutzt und im mit der Speichermodellierung zufriedenstellend. Die 10-tägige Abtrennungsmethode wurde auf die kristallinen Einzugsgebiete von Dreisam und Brugga angewendet, um einen repräsentativen Basisabfluss zu erhalten, welcher in dieser Masterarbeit Anwendung findet.

1.4 Verweilzeitbestimmung

Im Zuge der Basisabflussseparation mittels natürlicherweise im Einzugsgebiet vorhandenen Ionen- und Isotopensignalen erfreute sich die Bestimmung der Verweilzeit des Wassers im Einzugsgebiet großer Zuwendung (BURNS, 2002). Die Verweilzeit ist die Zeit, die Wasser zwischen dem Eintreten durch Niederschlag und dem Austreten am Gewässerpegel im Einzugsgebiet verbringt. Aufgrund vieler unterschiedlich langer Fließwege im Einzugsgebiet erhält man am Gebietsauslass immer eine Verweilzeitverteilung, die Informationen über die Heterogenität des Untergrundes, über das Rückhaltevermögen der Speicher im Einzugsgebiet und deren Auslaufverhalten enthält (McGUIRE & McDonnell, 2006; McDonnell et al., 2010).

Die Verweilzeitmodellierung steht in engem Zusammenhang mit der Vorhersage und Interpretation von Abflussganglinien. Ein vollständiges Bild über die Prozesse und Reaktionen im Einzugsgebiet aus der Abflussganglinie zu gewinnen galt stets als Herausforderung und bedarf der Modellierung von Verweilzeitverteilungen aus den verschiedenen Kompartimenten (RINALDO et al., 2011). In der Anpassung von Verweilzeitverteilungsmodellen gelten MAŁOSZEWSKI & ZUBER (1982) als Vorreiter, die das Verhalten des radioaktiven Isotops ¹⁴C in Grundwassersystemen berechneten. Zur Modellierung der Verweilzeit mit Hilfe von Tracern nennen MAŁOSZEWSKI & ZUBER (1993) drei gängige Vorgehensweisen. Beruht die Analyse auf radioaktiven Tracern mit kontinuierlichem Eintrag ins Einzugsgebiet wird der radioaktive Zerfall auf dem Fließweg berechnet. Findet variabler, temperatur- und höhenbedingter Tracereintrag wie bei den Umweltisotopen δ^{18} O und δ^{2} H statt, ist die Modellanpassung ebenfalls mit wenigen zu kalibrierenden Parametern zu bewerkstelligen. Zur Aufstellung von Massenbilanzen der Tracer sind jedoch eine hohe Datenauflösung und viele Modellparameter nötig (MAŁOSZEWSKI & ZUBER, 1993). Die Ansätze der Simulation von Verweilzeiten sind vielfältig und in ihrer Komplexität sehr unterschiedlich. Basierend auf unabhängigen Parameterschätzungen und unter Berücksichtigung der bekannten Einzugsgebietseigenschaften funktioniert das mechanisch-stochastische Modell von SIMIC & DESTOUNI (1999). Auch Particle-Tracking, Kompartmentmodelle und konzeptionelle hydrologische Modelle können nur mit ausreichender Einzugsgebietsinformation erstellt werden. Bei unzureichender Information können mit Lumped-Parameter-Modellen aus Tracerdaten durch inverse numerische Methoden Verweilzeitverteilungen abgeleitet werden (MAŁOSZEWSKI & ZUBER 1993; ETCHEVERRY & PERROCHET, 2000; MCGUIRE & MCDONNELL, 2006). Lumped-Parameter-Modelle beruhen auf der Reservoir-Theorie des Chemieingenieurwesens aus den 1950er Jahren und finden beispielsweise bei ETCHEVERRY & PERROCHET (2000) Anwendung, um Verweilzeiten im Grundwasser direkt zu modellieren.

Die Sinuskurvenmethode eignet sich, um aus den saisonal alternierenden Isotopenverhältnissen von δ^{18} O und δ^{2} H in Niederschlag und Abfluss die mittlere Verweilzeit des Wassers über die Dämpfung der Amplitude zu berechnen, worauf in

Kapitel 4.4.2 Sinuskurvenmethode näher eingegangen wird (MCGUIRE & MCDONNELL, 2006). CAPELL (2007) wandte die Methode auf das Brugga-Einzugsgebiet an und ermittelte eine mittlere Verweilzeit von 2.5 Jahren, was er selbst als grobe Abschätzung der maximalen Verweilzeit einstufte. Ebenso können stabile Isotope in Kombination mit der Ganglinienseparation zur Identifikation zeitlicher Schwankungen der Speicher im Einzugsgebiet und der Abflussbildungsprozesse dienen, wie HACK (2010) es in den Einzugsgebieten von Brugga und Dreisam durchgeführt hat. Durch Spektralanalyse fand KIRCHNER et al. (2000; 2001) heraus, dass es in den untersuchten Einzugsgebieten weder eine charakteristische Abflussreaktion im Ionensignal gab, noch die Verweilzeitverteilung einfachen Pistonflowoder Exponentialmodell einem entsprach (MAŁOSZEWSKI & ZUBER 1993; BURNS, 2002), sondern vielmehr das Signal eines Langzeitgedächtnisses des Eintrags im Abfluss mit langem Tailing wiedergefunden werden konnte. Nach dem Konzept eines vollständig durchmischten Speichers, aus dem eine Verteilung von unterschiedlich altem Wasser im Basisabfluss auftritt, und dem Verweilzeitkonzept nach MCDONNELL et al. (2010), entwickelte STÖLZLE et al. (2014) ein Verweilzeitmodell, welches allein auf der Speichermodellierung sowie dem Zu- und Abstrom basiert. Die Methode ist Teil dieser Masterarbeit und wird in Kapitel 4.4.1 Verweilzeitberechnung im Speichermodell näher beschrieben. HRACHOWITZ et al. (2016) führt entsprechende Modelle an, welche die unvollständige Durchmischung hydrologischer Speichersysteme berücksichtigen und älteren oder jüngeren Wasseranteilen im Speicher eine stärkere Gewichtung beim Ausfließen zukommen lassen. Auch die Ausführungen zu unvollständig durchmischten Speichern finden in dieser Masterarbeit Anwendung. Letztlich dient die Verweilzeitmodellierung dazu, das Rezessionsverhalten während Trockenperioden zu erklären und das Abflussverhalten der untersuchten Einzugsgebiete miteinander vergleichen zu können. Außerdem können in die Berechnung Messwerte natürlicher Isotope mit einbezogen werden, um eine Validierung der Verweilzeitberechnung vornehmen zu können.

2 Problemstellung und Zielsetzung

2.1 Problemstellung

Mit dem Klimawandel gehen seit Jahrzehnten stetige Temperaturzunahmen einher. So wurden seit dem Jahr 2000 sieben der wärmsten zehn Jahre in Deutschland seit Beginn der Temperaturaufzeichnungen 1881 registriert (DWD, 2015). Auch im Dreisam-Einzugsgebiet können klimatische Veränderungen weitereichende Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Schneeakkumulation und -schmelze, die Grundwasserneubildung und die saisonale Zusammensetzung der verschiedenen Abflusskomponenten haben. Häufig ist ungeklärt Welche Folgen klimatische Veränderungen in Einzugsgebieten und deren Teileinzugsgebieten haben. Die Untersuchung von Auswirkungen auf das Niedrigwasserregime und die Abflussdynamik sowie der Beitrag der Brugga am Abfluss der Dreisam stellen geeignete Ansätze dar.

2.2 Arbeitshypothesen

Für diese Masterarbeit werden folgende Hypothesen aufgestellt:

1.) Durch die Analyse der Dynamik der Abflussregime von Dreisam und Brugga können klimabedingte langfristige und kurzfristige Trends und saisonale Veränderungen in den letzten Jahrzehnten identifiziert werden.

2.) Die Abflusscharakteristik der Brugga hat entscheidenden Einfluss auf das Abflussverhalten der Dreisam bei Niedrigwasserbedingungen.

3.) Durch verschiedenartige Ansätze der Verweilzeitmodellierung im Basisabfluss kann die Abflussdynamik der beiden Flüsse speziell mit Blick auf Niedrigwasserphasen erklärt und mit Isotopendaten validiert werden.

2.3 Zielsetzung

Charakteristische Veränderungen des Fließgewässerregimes und der Abflusskomponenten sollen für die Dreisam und das Teileinzugsgebiet Brugga verglichen und mit Hilfe von kalibrierten Speichermodellen evaluiert werden, um beteiligte Prozesse zu identifizieren. Die gewonnenen Erkenntnisse werden mit den Ergebnissen bisher erstellter Arbeiten zum Einzugsgebiet, welche Wasserhaushalt und Abflussdynamik im Dreisam- und Brugga-Einzugsgebiet untersucht haben, verglichen. Insbesondere wird herausgearbeitet, inwiefern das Teileinzugsgebiet Brugga das Abflussverhalten der Dreisam beeinflusst und ob sich verschiedene Abflusskomponenten über die Zeit in den Gebieten unterschiedlich verändert haben. Der Fokus liegt hierbei besonders auf Niedrigwasserperioden beziehungsweise Rezessionszeiten. Der Abflussbeitrag der Brugga im Dreisam-Einzugsgebiet wird exemplarisch für die zwei Niedrigwasserjahre 1976 und 2003 sowie für den gesamten Untersuchungszeitraum anhand des Speichermodells und der darauf aufbauenden Verweilzeitmodellierung analysiert, um das Abflussverhalten zu erklären.

3 Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet der Dreisam und deren südliches Teileinzugsgebiet Brugga dienen in dieser Arbeit als Untersuchungsstandort. Die Brugga ist einer der Quellflüsse der Dreisam. Im Folgenden werden die beiden Einzugsgebiete charakterisiert.

3.1 Naturräumliche Lage und Topografie

Die Einzugsgebiete von Dreisam und Brugga liegen östlich von Freiburg am Westhang des Südschwarzwaldes im Bereich des kristallinen Grundgebirges. Das Einzugsgebiet der Dreisam umfasst 257.19 km² und erstreckt sich von 308.29 m ü. NHN am Pegel Ebnet bis hin zum höchsten Punkt im Schwarzwald, dem Feldberg auf 1493 m ü. NHN im Süden (Abb. 3.1). Die mittlere Einzugsgebietshöhe beträgt 778 m. ü. NHN. Es weist eine ausgeprägte Topografie auf, wobei die höchsten Erhebungen mit dem Feldberg und dem Schauinsland (1284 m ü. NHN) im südlichen Teileinzugsgebiet Brugga zu finden sind. Dieser Gebietsteil zählt zum südlichen Kammschwarzwald. Aufgrund der großen Höhendifferenz und der damit verbundenen Reliefenergie führte dort starke fluviatile Erosion zu steilen Haupttälern mit zahlreichen Seitentälern. Den Nordosten und Osten des Einzugsgebiets bildet der im Tertiär entstandene Hochflächenschwarzwald mit seinem flachen Abtragungsrelief. Im Nordwesten befindet sich das Zartener Becken, das generisch zum Dreisamgraben gehört. Die Entstehung verlief in engem Zusammenhang mit der des Oberrheingrabens. Durch Erosion und Sedimentation entstanden im Zartener Becken Schottermächtigkeiten von über 40 m, die einen wichtigen Aquifer zur Trinkwassergewinnung von Freiburg bilden (ROSER, 2001; DIDSZUN, 2004; WABOA, 2012).

Das Einzugsgebiet der Brugga erstreckt sich auf 39.87 km² zwischen Feldberg, Schauinsland und dem Gebietsauslass am Pegel Oberried auf 434.77 m ü. NHN. Sowohl das Einzugsgebiet der Dreisam als auch der Brugga sind nach BECKER (1992) der hydrologischen Mesoskala zuzuordnen. Mit einer maximalen Höhendifferenz von über 1000 m, einer mittleren Einzugsgebietshöhe von 982 m ü. NHN und der durch-
schnittlichen Hangneigung von 19,5° prägen tief eingeschnittene Kerbtäler mit teils glazialer Überprägung die Landschaft im Brugga-Einzugsgebiet. Besonders im Trogtal des St. Wilhelmer Talbachs, dem Hauptquellbach der Brugga, sind Kare und Moränen Zeugen der glazialen Vorgeschichte. Die Talböden sind teils durch Schuttablagerungen und Schwemmfächer aus den vielen Bacheinschnitten überlagert (UHLENBROOK, 1999; ROSER, 2001; DIDSZUN, 2004; OTT & UHLENBROOK, 2004; WABOA, 2012).



Abb. 3.1: Übersichtskarte des Einzugsgebiets Dreisam und des Teileinzugsgebiets Brugga. Eingezeichnet sind die vorhandenen Pegel Ebnet/Dreisam und Oberried/Brugga sowie die Klimastationen Schweizerhof und Katzensteig (Datengrundlage WABOA, 2012).

3.2 Hydrogeologie und Pedologie

Im Brugga-Einzugsgebiet können repräsentativ für das Dreisam-Einzugsgebiet die hydrogeologischen Einheiten des kristallinen Grundgebirges, periglaziale Deckschichten und Moränen, sowie holozäne Talfüllungen unterschieden werden. Das Ausgangsgestein bilden dunkle, basenreiche Paragneis-Anatexite, die stellenweise von Intrusionsgesteinen durchzogen sind. Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt in die Tiefe ab und begrenzt sich auf Klüfte und Poren mit überwiegend sehr geringer Leitfähigkeit zwischen $k_f = 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ und $k_f = 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ (DIDSZUN, 2004). Hauptumsatzräume für hydrologische Prozesse bilden die periglazialen Hangschuttdecken und holozäne Talfüllungen. Bei der Bildung von schnellen und langsamen Abflusskomponenten spielen diese Speicherräume die wichtigste Rolle. Durch periglaziale Solifluktion treten Hangschuttdecken vorwiegend in ihrer charakteristischen Deckschichtenfolge auf. Auf die dichte, eingeregelte Basisfolge mit bis zu 90 % Skelettanteil folgt eine lockere Hauptfolge mit unregelmäßiger Lagerung und geringerem Skelettgehalt. Darauf kann eine Deckfolge mit herausragenden Steinen und Blöcken aufbauen. Durch physikalische Verwitterung setzt sich die Feinerde vorwiegend aus lehmig-sandigem Material zusammen. Selbiges gilt für das Grundmaterial der im Brugga-Einzugsgebiet auftretenden Moränen. Darin eingebettet ist unsortiertes, kantengerundetes Geschiebe unterschiedlicher Größe. Grundmoränen befinden sich im Einzugsgebiet unterhalb von Karen und auf den Hochflächen, die vor allem während der Würmeiszeit durch aufliegende Gletscher entstanden sind. Endmoränen fallen im Brugga-Einzugsgebiet im St. Wilhelmer Tal als Wälle bis 15 m Höhe ins Auge, wie auch an den Ausgängen der Kare (UHLENBROOK, 1999). Auf den Hangschuttdecken bilden sich aus dem aufbereiteten Grundgestein hauptsächlich Böden der Silikatserie aus. So überwiegen gut durchlässige Braunerden. In Bereichen mit Grundwasser- oder Stauwassereinfluss entwickelten sich Gleye und Pseudogleye (ROSER, 2001; UHLENBROOK, 1999; DIDSZUN, 2004; UHLENBROOK et al., 2004; HACK, 2010). Eine wichtige hydrogeologische Einheit im Dreisam-Einzugsgebiet ist das Zartener Becken, das mit seinen mächtigen pleistozänen und holozänen Schotterfüllungen einen wichtigen Grundwasserkörper bildet. Geringdurchlässige ältere Schotter werden überlagert von jungquartären Schottern mit hoher hydraulischer Leitfähigkeit von $k_f = 0.5 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ bis $k_f = 3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (DIDSZUN, 2004; WABOA, 2012). Jährlich werden im Einzugsgebiet Dreisamtal etwa 11 Mio. m³ Grundwasser entnommen, welches zur Wasserversorgung Freiburgs dient (BNNETZE GMBH, 2013).

3.3 Landnutzung und Vegetation

Die Einzugsgebiete von Dreisam und Brugga sind größtenteils bewaldet, hauptsächlich in steilen Hanglagen. Im Dreisam-Einzugsgebiet beträgt der Waldanteil 63.4 %, im Teileinzugsgebiet Brugga 75 %. Die Talböden und flachen Hochflächen werden vor allem als Weide- und Grünland genutzt, was in beiden Einzugsgebieten einen Flächenanteil von knapp 22 % ergibt. Der Anteil von Siedlungsflächen ist in beiden Einzugsgebieten vergleichbar, mit 2.6 % im Dreisam-Einzugsgebiet und 3.1 % im Teileinzugsgebiet Brugga. Landwirtschaftliche Nutzung spielt im Brugga-Einzugsgebiet keine Rolle. Im Dreisam-Einzugsgebiet werden 4.3 % der Fläche landwirtschaftlich genutzt. Die übrigen Flächenanteile bilden Brachland und offene Wasserflächen. Im Zartener Becken ist die landwirtschaftliche und bauliche Flächennutzung im Bereich des Wasserschutzgebietes für die Trinkwasserversorgung eingeschränkt. Die Zuflüsse der Dreisam sind naturnah und baulich wenig verändert, wohingegen die Dreisam vor allem im Stadtbereich von Freiburg zur schnellen Abführung von Hochwasser stark begradigt und in Doppeltrapez-Profil geführt ist (UHLENBROOK, 1999; ROSER, 2001; OTT & UHLENBROOK, 2004; HACK, 2010).

3.4 Klima

Das Dreisam-Einzugsgebiet liegt im Bereich der zyklonalen Westwindzone. Klimatisch ist es den kühlgemäßigten Übergangsklimaten mit wechselndem Einfluss subtropischer Warm- und (sub-)polarer Kaltluftmassen zugeordnet. Die vielförmige Topografie, ausgeprägt in Hangneigung, Exposition, Talverlauf und Höhenlage, führt zu starker Heterogenität der Klimaparameter. So gibt es an den exponierten Erhebungen des Hochschwarzwaldes, besonders an Berghängen, die quer zur Hauptzugrichtung der Niederschlagsfronten gelegen sind, Luv-Lee-Effekte mit höheren Niederschlagssummen auf der windzugewandten Seite und niedrigeren im Regenschatten der Lee-Seite. Der durchschnittliche Jahresniederschlag im Dreisam-Einzugsgebiet bemisst sich auf etwa 1500 mm. In den Hochlagen des Schwarzwaldes treten Niederschlagshöhen bis 2100 mm auf, wodurch die mittle Jahressumme im stark reliefierten Teileinzugsgebiet Brugga höher ausfällt, auf durchschnittlich 1750 mm Niederschlag. Die mittlere Evapotranspiration beträgt im Mittel 600 mm im Jahr. Orographische Effekte sind vor allem im Winter mit dem von durchziehenden Fronten geprägten Wetterverlauf stärker ausgeprägt, wohingegen Sommerniederschläge größtenteils konvektiv auftreten (ROSER, 2001; DIDSZUN, 2004; OTT & UHLENBROOK, 2004; UHLENBROOK et al., 2004; HACK, 2010; WABOA, 2012).

3.5 Hydrologie

Das Dreisam-Einzugsgebiet ist Teil des dichten dendritischen Entwässerungssystems, wie es für den kristallinen Südschwarzwald typisch ist. Besonders entlang tektonischer Störungen und Kontaktlinien unterschiedlicher Gesteine haben sich Flussläufe entwickelt. So liegt das Bruggatal entlang einer Störung und der St. Wilhelmer Talbach als Hauptzufluss der Brugga im Übergangsbereich von Amphibolit zu Orthogneis und Diatexit. Die Gewässernetzdichte ist mit 2 bis 5 km/km² hoch und erklärt sich durch den geringdurchlässigen kristallinen Untergrund (UHLENBROOK, 1999; WABOA, 2012). In Tab. 3.1 sind die Gewässerkundlichen Hauptzahlen von Dreisam und Brugga aufgeführt. Das Teileinzugsgebiet Brugga erweist sich insgesamt als wichtigstes Teileinzugsgebiet, das etwa ein Drittel des Gesamtabflusses der Dreisam liefert. In beiden Einzugsgebieten weisen die Unterschiede zwischen MQ und MHQ auf eine geringe Speicherfähigkeit des Gesteins und den Einfluss schneller Abflusskomponenten hin. Die unterschiedlich hohen Abflussspenden von Dreisam und Brugga beruhen zum einen auf der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Aquifers im Zartener Becken, da zeitweise die Infiltration von Wasser aus der Dreisam zur Grundwasserneubildung beiträgt, und zum andern auf dem durch Pegelmessung nicht erfassten Grundwasserabstrom von etwa 14.6 Mio. m³ pro Jahr (UHLENBROOK, 1999).

		Dreisam	Brugga
		257.19 km²	39.87 km²
HHQ	[m³ s⁻¹]	223 (22.12.1991)	51.0 (23.11.1944)
MHQ	[m³ s ⁻¹]	54.21	16.18
MQ	[m³ s⁻¹]	5.85	1.53
MNQ	[m³ s⁻¹]	0.45	0.35
NNQ	[m³ s⁻¹]	0.017 (03.12.1964)	0.1 (03.09.1964)
MHq	[l s ⁻¹ km ⁻²]	210.79	405.92
Mq	[l s ⁻¹ km ⁻²]	22.76	38.35
MNq	[l s ⁻¹ km ⁻²]	1.75	8.88

Tab. 3.1:Gewässerkundliche Hauptzahlen von Dreisam (1941-2003) und Brugga (1934-2003) (UHLENBROOK, 1999; WABOA, 2012).

Im Abflussregime von Brugga und Dreisam sind je zwei Maxima im Jahresverlauf erkennbar, was ein komplexes Abflussregime ersten Grades kennzeichnet (Abb. 3.2). Die Spitze im Frühjahr wird, wie im nivalen Regime charakteristisch, durch Schneeschmelze hervorgerufen, das Minimum während der Sommermonate durch höhere Verdunstung und größeren Wasserbedarf der Vegetation. Die ansteigenden monatlichen Abflusskoeffizienten ab September entstehen durch die geringe Verdunstung im Herbst. Das Abflussmaximum im Dezember kann durch die regelmäßig in den Wintermonaten auftretende zyklonale West-Wetterlage erklärt werden, welche feuchte und relativ warme Luftmassen mit häufig flüssigem Niederschlag bis in höhere Lagen mit sich bringt. Es kommt zu sogenannten "rain-onsnow"-Ereignissen, die zu starker Schneeschmelze und höherem Abfluss führen. In der Region hat sich aufgrund starker, schadensreicher Hochwasserereignisse, wie dem am 23. Dezember 1991, der Begriff "Winterhochwasser" eingebürgert (UHLENBROOK, 1999).



Abb. 3.2: Langjähriges Abflussregime von Brugga und Dreisam im Vergleich.

4 Methoden und Vorgehensweise

4.1 Verwendete Modelle und Daten

Für die Auswertungen in dieser Masterarbeit standen Datensätze mit den relevanten hydroklimatischen Größen für die Einzugsgebiete Dreisam und Brugga zur Verfügung. Sie enthalten tägliche Werte der gemessenen Größen Niederschlag und Abfluss sowie den mit der auf 10-tages-Intevalle modifizierten WMO-Methode nach STÖLZLE et al. (2015a) abgetrennten Basisabfluss (vgl. Kapitel 1.3 Ganglinienseparation). Aus dem Modell GWN-BW (GUDERA & MORHARD, 2015) waren Grundwasserneubildungsraten für die Einzugsgebiete Dreisam und Brugga vorhanden. Alle Daten lagen in mm/d vor und standen für die Brugga am Pegel Oberried (Pegelnummer 386, Pegelnullpunkt 434.77 m. ü. NHN, Einzugsgebietsfläche 39.87 km², Abb. 4.1 rechts) vom 01.11.1970 bis 31.10.2008, für die Dreisam am Pegel Ebnet (Pegelnummer 76271, Pegelnullpunkt 308.29 m. ü. NHN, Einzugsgebietsfläche 257.19 km², Abb. 4.1 links) vom 01.11.1970 bis 31.10.2014 zur Verfügung. Zusätzlich lagen die Tageswerte des Abflusses in m³/s der Dreisam am Pegel Ebnet vom 01.11.1940 bis 29.12.2015 vor.



Abb. 4.1: Pegel Ebnet an der Dreisam (links) und Pegel Oberried an der Brugga (rechts).

Für die Speicher- und Basisabflussmodellierung, die zur Verweilzeitberechnung gebraucht wurde, standen um je einen dritten Parameter erweiterte, bereits kalibrierte Speichermodelle auf Grundlage des FLEX-Modells (STÖLZLE et al., 2013; STÖLZLE et al., 2015b) zur Verfügung. Das Speichermodell wurde im Zuge der Verweilzeitmodellierung implementiert und diente zur Berechnung der Translation von Grundwasserneubildung in Basisabfluss. In Kapitel 4.4.1 Verweilzeitberechnung im Speichermodell wird das FLEX-Modell näher erklärt.

Des Weiteren lagen Datensätze als wöchentliche Messwerte für die Hauptionen Chlorid (Cl⁻), Nitrat (NO₃⁻), Sulfat (SO₄²⁻), Natrium (Na⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺), Calcium (Ca²⁺), Silicium (Si) in mg/L, der Wassertemperatur in °C und des Sauerstoff-Isotopenverhältnisses als δ^{18} O in ‰ von Dreisam und Brugga vor. Die Daten standen für den Zeitraum von 29.10.1998 bis 27.11.2015 zur Verfügung, wobei sie aufgrund von Fehlwerten und ausstehender Messungen der Wasserproben teils lückenhaft sind. Seit dem Einsatz des "Picarro Water Isotopes Analyzer" 2011 liegen für Dreisam und Brugga neben den Sauerstoffisotopen auch die Wasserstoff-Isotopenverhältnisse als δ^{2} H in ‰ von 02.12.2011 bis 27.11.2015 vor. Von den Klimastationen Katzensteig (765 m ü. NHN) und Schweizerhof (720 m ü. NHN) lagen tägliche Messwerte der Lufttemperatur in °C und des Niederschlags in mm von 16.08.1997 bis 28.12.2007 vor. Die Isotopen- und Hauptionenwerte wurde wöchentlich bestimmt. Die Datenverfügbarkeit aller Ionen- und Isotopenmesswerte sowie der meteorologischen Messwerte ist in Abb. 4.2 veranschaulicht.



Abb. 4.2: Verfügbarkeit von Isotopen-, Hauptionen- und Meteorologiedaten an den Pegeln Oberried (Brugga) und Ebnet (Dreisam) sowie an den Klimastationen Schweizerhof und Katzensteig.

4.2 Zeitreihenanalyse

Als Software für Auswertungen und Grafikerstellung wurde das Statistikprogramm R (R CORE TEAM, 2014) verwendet. Um einen Überblick der Entwicklungen im Einzugsgebiet zu erhalten, wurden zunächst langjährige Trends ausgewertet, wozu die täglichen Daten auf Jahresmittelwerte aggregiert wurden und anschließend eine lineare Regression über die Zeit angepasst wurde. Somit konnte ein langfristiger Anstieg oder Rückgang der Abflusskomponenten festgestellt werden. Gleichzeitig wurde die Trendsignifikanz als p-Wert und die Güte des linearen Regressionsmodells als R² berechnet. Um ein genauer aufgelöstes Bild zu erhalten wurden die Winter- (November bis April) und Sommerkomponenten (Mai bis Oktober), aufgelöst als Monatsmittelwerte, getrennt betrachtet. Dabei wurde das kurzfristige Trendverhalten vor und seit dem Jahr 2000 ausgewertet. Für die Trendanalysen der Niedrigwasserabflüsse wurden sowohl die Basisabflusswerte als auch die minimalen monatlichen Abflüsse (MoNQ) verwendet. Zusätzlich wurden gleitende Verläufe als LOWESS-Kurven (locally weighted scatterplot smoothing; lokal gewichtete Regression) hinzugefügt, um kurzfristige Veränderungen deutlicher abzubilden.

Zur hochaufgelösten Betrachtung von Veränderungen des Abflussregimes wurden die täglichen Daten geglättet. Es wurden 15-tägige gleitende Mittelwerte der Zeitreihen gebildet. Daraus wurden mittlere Jahresverläufe als Abflussregime berechnet und dargestellt. Der verfügbare Datensatz wurde zur Vergleichbarkeit in zwei gleich lange Zeiträume 1971-1989 und 1990-2008 aufgeteilt und mittlere Jahresverläufe der Abflusskomponenten berechnet. Bei einzelner Betrachtung der Dreisam wurde aufgrund der höheren Datenverfügbarkeit ein dritter gleich langer Zeitraum von 1996-2014 zur Darstellung hinzugefügt. Zwar überschneidet sich dieser dritte Zeitraum mit dem von 1990-2008 und besitzt außerdem kein Pendant zu den Daten der Brugga, jedoch sollten die Daten nicht unberücksichtigt bleiben und wurden daher in die Darstellungen integriert. Die Trendauswertungen wurden auf die Abflusskomponenten Gesamtabfluss, Basisabfluss und Niedrigwasserabfluss (Q95 und Q80) sowie auf die Ergebnisse der FLEX-Speichermodelle angewendet. Der Q95 wurde als Niedrigwasserabfluss gewählt, da er in Studien aus dem österreichischen Raum als Kennwert verwendet wird, unterhalb dessen die wasserwirtschaftliche Nutzung zum Erhalt der Ökosystemfunktionen eingeschränkt ist (HARUM et al., 2001; LAAHA & BLÖSCHL, 2006).

4.3 Abflussanteile

Um den Beitrag der Brugga am Gesamtabfluss der Dreisam unter Niedrigwasser-Abflussbedingungen zu ermitteln wurden die relativen Abflussanteile von Gesamt- und Basisabfluss in Prozent berechnet. Die berechneten Abflussanteile wurden sortiert nach dem Abfluss der Dreisam dargestellt. Sowohl für den Gesamtabfluss als auch für den Basisabfluss wurden für die Zeiträume 1971-1989 und 1990-2008 mittlere Jahresverläufe berechnet, um Veränderungen im Abflussverhalten beider Gewässer festzustellen.

Zur Validierung der Anteilsberechnung aus Abflussmengen wurden zusätzlich per Mischungsrechnungen die Massenanteile der aus der Brugga stammenden Hauptionen bestimmt:

$$\omega = \frac{c_{Brugga} \cdot Q_{Brugga}}{c_{Dreisam}} \cdot 100\%$$
⁽⁵⁾

Enthalten sind der Massenanteil ω in %, die Ionenkonzentration *c* in mg/L der betrachteten Ionen und der Abfluss *Q* in m³/s je von Dreisam und Brugga. Die Massenanteile konnten wiederum gegen den sortierten Abfluss der Dreisam aufgetragen werden, um den Anteil der Brugga in Abhängigkeit der Abflusshöhe aufzuzeigen. Besonderes Augenmerk lag bei diesen Auswertungen auf den Anteilen der Brugga bei Niedrigwasserbedingungen, um die Bedeutung dieses Teileinzugsgebietes während Trockenzeiten zu identifizieren. Der Abfluss der Dreisam ist bei den Anteilsberechnungen immer als Gesamtabfluss zu sehen, da die Brugga oberhalb des Pegels in die Dreisam mündet. Verluste, die zwischen den Pegeln Oberried/Brugga und Ebnet/Dreisam durch Infiltration zustande kommen, blieben dabei allerdings unberücksichtigt.

4.4 Verweilzeitbestimmung

4.4.1 Verweilzeitberechnung im Speichermodell

FLEX-Speichermodell

Für die Verweilzeitmodellierung im Speichermodell wurde vorgeschaltet das FLEX-Speichermodell implementiert, um Speicherstand und Basisabfluss aus den Grundwasserneubildungsdaten des GWN-BW-Modells zu berechnen. Das FLEX-Speichermodell besteht aus einer zweigeteilten Speichereinheit, wobei die Speicherkonstante k in 1/d um das r-Fache (dimensionsloser Wert zwischen 1 und 4) ansteigt, sobald der Schwellenwert h in mm überschritten wird, ab welchem die zweite Speicherhälfte aktiviert wird (Abb. 4.3).



Abb. 4.3: Konzeptmodell des FLEX-Speichers (verändert nach STÖLZLE et al., 2015b).

Die Berechnung von Speicherinhalt und Speicherausfluss erfolgt nach den im Folgenden angeführten Formeln (STÖLZLE et al., 2014).

$$Q(t) = k \cdot S1(t) + r \cdot k \cdot S2(t) \tag{6}$$

Q(t) ist der Speicherausfluss, also der modellierte Basisabfluss in mm/d für den Zeitschritt t in Tagen, S1(t) und S2(t) sind die Speicherstände in mm zum Zeitschritt t. Die Speicherstände werden rekursiv berechnet und hängen von der Grundwasserneubildung R(t) in mm/d zum Zeitschritt t sowie vom Speicherstand des vorhergegangenen Zeitschritts S(t - 1) ab. Als Eingangsdaten für die Grundwasserneubildung dienen die vorliegenden Daten des GWN-BW-Modells. Der Gesamtspeicherstand S(t) wird um den modellierten Speicherausfluss Q(t - 1) reduziert:

$$S1(t) = \begin{cases} S(t-1) + R(t), \ S(t-1) + R(t) \le h \\ h, \ S(t-1) + R(t) > h \end{cases}$$
(7)

$$S2(t) = \begin{cases} 0, S(t-1) + R(t) > h\\ S(t-1) + R(t) - h, S(t-1) + R(t) \le h \end{cases}$$
(8)

$$S(t) = S1(t) + S2(t) - Q(t-1)$$
(9)

Die Modellkalibrierung und Parameterschätzung erfolgte nach den Gütekriterien der logarithmierten Nash-Sutcliffe-Effizienz (logNSE) und des "mean absolute relative error" (MARE) (STÖLZLE et al., 2014). Die Parameter lagen bereits kalibriert vor (Tab. 4.1). Das FLEX-Modell wurde verwendet, weil es das Basisabflussverhalten in

Einzugsgebieten mit kristalliner Geologie im Vergleich zu anderen Modellkonzepten am besten wiedergab (STÖLZLE et al., 2013).

 Tab. 4.1:
 Parameterschätzer der FLEX-Modelle von Dreisam und Brugga mit den Gütekriterien logNSE und MARE.

	k [1/d]	h [mm]	r [-]	logNSE	MARE
Brugga (Oberried)	0.01030	166.96904	3.05946	0.570	0.204
Dreisam (Ebnet)	0.03419	328.70749	2.63102	0.826	0.409

Verweilzeitmodellierung

Aus den Ergebnissen der FLEX-Speichermodellierung wurde die Verweilzeit nach einer Methode berechnet, die auch in STÖLZLE et al. (2014) und HRACHOWITZ et al. (2016) beschrieben ist. Es wurde angenommen, dass modellierter Speicherinhalt und modellierter Speicherausfluss zu gleichen Zeitschritten dieselbe Verteilung von Wasser unterschiedlichen Alters aufweisen. STÖLZLE et al. (2014) legte die maximale Verweilzeit τ auf zehn Jahre fest, da in seinen Berechnungen vernachlässigbar kleine Abflussanteile unter 0.01 % mit größerer Verweilzeit auftraten. In dieser Arbeit konnte bestätigt werden, dass nach 10 Jahren maximaler Verweilzeit kein Bilanzverlust zu verzeichnen war, wenn älteres Wasser in den Berechnungen unberücksichtigt blieb und verworfen wurde. Deshalb wurde die Verweilzeitgrenze von zehn Jahren beibehalten.

Die Berechnung von Speicherfüllung und Verweilzeit τ wurde in einer zweidimensionalen Berechnungsmatrix durchgeführt, die so viele Zeilen wie die Länge der zur Verfügung stehenden Zeitreihe mit Grundwasserneubildungs-Impulsen und 3650 Spalten für die maximale Verweilzeit von $\tau_{max} = 10 \ a = 10 \cdot 365 \ d$ enthielt (Abb. 4.4). Zu Beginn wurde jedem Grundwasserneubildungs-Impuls *R* (mm/d) das Wasseralter von einem Tag ($\tau = 1 \ d$) zugewiesen. Anschließend wurde mit jedem Zeitschritt *t* die Verweilzeit τ eines jeden Impulses um einen Tag erhöht. Dabei wurden nach der mittleren Verweilzeitverteilung gewichtete Anteile der Grundwasserneubildungs-Impulse abgezogen, welche in der Summe dem modellierten Speicherausfluss *Qb FLEX* (mm/d) entsprachen. Der Speicherinhalt zu jedem Zeitschritt *t* ergab sich aus der Differenz von Grundwasserneubildung *R*(*t*) und modelliertem Speicherausfluss $Qb \ FLEX(t)$. Das Wasseralter erstreckte sich zu jedem Zeitschritt von einem Tag $(\tau = 1 \ d)$ bis zehn Jahre $(\tau_{max} = 10 \ a)$ und ergab entsprechend der in den Zellen vorhandenen Menge eine Verweilzeitverteilung. Auch die mittlere Verweilzeit (MTT) konnte über das gewichtete Mittel der Speicherfüllung über die Verweilzeitverteilung für jeden Zeitschritt berechnet werden. Eine mögliche Restmenge von Wasser, welches nach einer Verweilzeit von zehn Jahren noch vorhanden war, wurde je Zeitschritt verworfen. Durch die Bilanzkontrolle konnte jedoch festgestellt werden, dass die entstehende Differenz 0 war.



Abb. 4.4: Verweilzeitmatrix zur Berechnung der Verweilzeitverteilung. Bei jedem Berechnungsschritt wird der Zellinhalt einer jeden Speicherzelle um einen Tag Wasseralter je Zeitschritt verschoben. Dabei wird der jeweilige Anteil q des berechneten Speicherausflusses Qb FLEX vom Speicherinhalt abgezogen.

Zur Berechnung der Verweilzeitverteilungen wurden unterschiedliche Ansätze gewählt. Zunächst wurde von einem vollständig durchmischten Speicher ausgegangen, sodass jedem Grundwasserneubildungs-Impuls in der Verweilzeitmatrix der proportional gleiche Anteil abgezogen wurde. Ein vollständig durchmischter Speicher wird jedoch für natürliche Einzugsgebiete als realitätsfern und zu vereinfachend angesehen (FENICIA et al., 2010; HRACHOWITZ et al., 2013). Deshalb wurden zwei weitere Ansätze zur Verweilzeitberechnung getestet, um eine teilweise Vermischung im Speicher zu simulieren. Im zweiten Modellansatz wurde eine Dreiecksverteilung mit einer Gewichtung von 0 bis 2 angelegt. Wasser mit höherer Verweilzeit wurde ein höherer Anteil am Abfluss proportional zum Speicherinhalt zugewiesen, Wasser mit niedriger Verweilzeit ein geringerer (Abb. 4.6). In die Berechnung wurde dazu ein Gewichtungsfaktor q eingefügt, der den proportional abzuziehenden Anteil des Speicherinhalts modifizierte und je nach Wasseralter mit 0 bis 2 multiplikativ vergrößerte. Damit wurde ein geschichteter Speicher simuliert, aus dessen Schichten das Wasser mit unterschiedlichen relativen Anteilen ausfließt (Abb. 4.6). Dem gleichen Konzept folgte die Gewichtung nach einer ansteigenden Gammafunktion im dritten Ansatz nach HRACHOWITZ et al. (2016), der die unvollständige Speicherdurchmischung mit ansteigenden und absinkenden Ausflussverteilungs-Funktionen beschreibt. Es wurde eine Gamma-Verteilung der Form γ (p=5, b=1/3650) gewählt (Abb. 4.5).



Abb. 4.5: Gammaverteilung γ (p=5, b=1/3650) zur Gewichtung des Speicherausflusses.

Die Berechnung in der Verweilzeitmatrix erfolgt nach der Formel:

$$R(t+1,\tau+1) = R(t,\tau) - \frac{R(t,\tau) \cdot Qb \ FLEX(t) \cdot q(\tau)}{\sum_{\tau=1d}^{\tau_{max}=10 \ a} (R(t,\tau) \cdot q(\tau))}$$
(10)

Mit dem Grundwasserneubildung-Impuls $R(t,\tau)$ in mm/d zum Zeitpunkt t in Tagesschritten, der Verweilzeit im Speicher τ in Tagen, dem im FLEX-Modell berechneten Speicherausfluss Qb FLEX(t) in mm/d zum Zeitpunkt t, der Speicherfüllung als Summe $\sum_{\tau=1d}^{\tau_{max}=10 a} (R(t,\tau) \cdot q(\tau))$ aus den im Speicher noch vorhandenen

Wassermengen der Grundwasserneubildungsraten zum Zeitschritt t, multipliziert mit den Gewichtungsfaktor-Werten $q(\tau)$ der jeweiligen Verweilzeiten τ .



Abb. 4.6: Speichermodell zur Verweilzeitberechnung mit den Gewichtungsverteilungen, die den Speicherausfluss-Anteil q des Zellinhaltes angeben.

Aus der resultierenden mittleren Verteilung der pro Verweilzeit τ ausgeflossenen Wassermenge konnte die mittlere Verweilzeit (MTT) über das anteilsgewichtete Mittel berechnet werden. Da die initiale Verteilung unbekannt war, wurden mehrere Initialisierungs-Durchläufe gerechnet, bis eine stabile Ausflussverteilung erreicht war. In der Implementation der Dreiecksverteilung konnte für die Dreisam selbst nach 12 Initialisierungsläufen keine stabile Ausflussverteilung erreicht werden wohingegen die anderen Modellvarianten stets nach ein bis zwei Initialisierungsläufen eine stabile Verteilung erreichten.

Als initiale Speicherfüllung wurde der mittlere jährliche Basisabfluss gewählt. Dieser wurde nach den resultierenden Ausflussanteilsverteilungen der Initiierungsläufe auf die jeweiligen Verweilzeit-Zellen im Modell verteilt bevor die tatsächliche Verweilzeitberechnung gestartet wurde. Für jeden Zeitpunkt t konnte eine Altersverteilung des Wassers im Speicher und darüber im modellierten Basisabfluss berechnet werden.

Einbinden des Isotopensignals

In die Berechnungsmatrix der Verweilzeitmodelle wurde das auf die mittlere Einzugsgebietshöhe korrigierte Niederschlags-Isotopensignal (vgl. Kapitel 4.4.2 Sinuskurvenmethode) von δ^{18} O an die Grundwasserneubildungsrate mit angehängt. Durch dieselbe anteilsgewichtete Mittelwertbildung konnte ein Isotopensignal im Speicherausfluss simuliert werden, welches mit der gemessenen Isotopenkonzentration in Dreisam und Brugga verglichen werden konnte. Zur Validierung des Verweilzeitmodells musste das modellierte Isotopensignal bestmöglich mit dem gemessenen übereinstimmen. Als Gütekriterium zur Bewertung der Modellgüte diente der RMSE (root mean square error), der wie folgt definiert ist (CHAI & DRAXLER, 2014):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{n=1}^{n} e_i^2}$$
(11)

Darin ist n die Anzahl der Datenpunkte und e_i^2 das Quadrat der Differenz von Messwert zu Modellwert. Je näher der RMSE bei 0 liegt, desto besser ist die Modellgüte.

4.4.2 Sinuskurvenmethode

Zur Validierung der Ergebnisse der Verweilzeitberechnung im Speichermodell (Kapitel 4.4.1 Verweilzeitberechnung im Speichermodell) wurde die Sinuskurvenmethode zur Bestimmung der mittleren Verweilzeit anhand von Isotopendaten angewendet. Zur Datenaufbereitung wurde zunächst der Isotopen-Input auf die mittlere Einzugsgebietshöhe korrigiert. Der mittlere Höhengradient im Brugga-Einzugsgebiet liegt für δ^{18} O bei -0.2178 ‰ pro 100 m (Abb. 4.7) (UHLENBROOK, 1999).



Abb. 4.7: Mittlerer Höhengradient des δ¹⁸O-Signals im Niederschlag des Brugga-Einzugsgebiets (aus UHLENBROOK, 1999)

Zur Verweilzeitbestimmung wurde sowohl für δ^{18} O als auch für δ^{2} H nach der von DóšA et al. (2011) beschriebenen Sinuskurvenmethode mittels Berechnung der Amplitudendämpfung vorgegangen:

$$MTT = \frac{\sqrt{\frac{1}{f^2} - 1}}{2\pi}$$
(12)

Hierbei ist MTT die Mittlere Verweilzeit in Jahren und f die Amplitudendämpfung, die berechnet wurde als:

$$f = \frac{A_Q}{A_N} \tag{13}$$

 A_N ist die Amplitude des Isotopensignals im Niederschlag und A_Q die Amplitude des Isotopensignals im Abfluss. Es wurden die Amplituden der Sinuskurvenmodelle verwendet, die an die Isotopensignatur von Niederschlag und Abfluss angepasst wurden. Dies erfolgte für δ^{18} O und δ^{2} H gleichermaßen:

$$\delta^{18}0 = c_0 + a\cos(\omega t) + b\sin(\omega t) \tag{14}$$

$$\delta^{2} \mathbf{H} = c_{0} + a \cos(\omega t) + b \sin(\omega t)$$
(15)

Mit den Regressionskonstanten c_0 , a und b, der Zeit t und der Frequenz ω . Die Amplitude A ergibt sich aus:

$$A = \sqrt{a^2 + b^2} \tag{16}$$

Die Sinuskurvenmethode wurde auf das Brugga-Einzugsgebiet bereits in vorausgegangenen Diplomarbeiten angewendet (SCISSEK, 2002; CAPELL, 2007). Diese dienen als Vergleichswerte zur Beurteilung der Ergebnisse.

5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Analysen zu den zeitlichen Trends der Abflusskomponenten und Regimeveränderungen dargestellt. Des Weiteren werden Auswertungen zum Abflussbeitrag der Brugga am Abfluss der Dreisam sowie die Ergebnisse der Verweilzeitmodellierung und der Validierung anhand von Isotopendaten beschrieben.

5.1 Trendanalyse

Zur Auswertung von Veränderungen im Abflussverhalten sind Trendanalysen hilfreich. Es werden der langjährige Trend vor 2000 sowie die Entwicklung ab dem Jahr 2000 untersucht. Die Trendanalysen werden mit dem Gesamtabfluss, dem monatlichen Niedrigwasserabfluss MoNQ sowie mit dem Basisabfluss durchgeführt. Um herauszufinden ob die Trends saisonal bedingt unterschiedlichen Einfluss haben, werden auf Basis von Monatsmittelwerten Trends der hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahre bestimmt.

5.1.1 Gesamtabfluss

Die Jahresmittelwerte des Gesamtabflusses von Dreisam und Brugga zeigen für den Untersuchungszeitraum 1971-2014 beziehungsweise 1971-2008 einen ansteigenden Trend (Abb. 5.1). Bis zum Jahr 2000 fällt die Abflusszunahme bei der Dreisam stärker aus als bei der Brugga, der Trend ist jedoch bei einem Signifikanzniveau von 95 % durch die weite Streuung der Werte nicht signifikant. Der mittlere Abfluss der Brugga weist hingegen mit p = 0.05 Trendsignifikanz auf. Seit 2000 ist bei beiden Gewässern ein Rückgang der mittleren Jahresabflüsse zu verzeichnen.



Abb. 5.1: Trend der Jahresmittelwerte des Abflusses von Dreisam und Brugga mit 95 %-Konfidenzintervallen.

Legt man den Fokus der Trendanalyse auf die hydrologischen Halbjahre, kann vor 2000 ein signifikanter Anstieg der Winterabflüsse sowohl von Dreisam (Abb. 5.2) als auch Brugga (Abb. 5.3) ermittelt werden. Die Auswertungen wurden auf Basis von Monatsmittelwerten des Abflusses durchgeführt. Nach 2000 ergeben sich für beide Jahreshälften je rückläufige Trends, die auch im gleitenden Trend der LOWESS-Auswertung wiedergefunden werden können. Der Rückgang der Winterabflüsse ist stärker ausgeprägt, er ist jedoch weniger signifikant als der Anstieg in den Jahren zuvor. Der Rückgang der Abflüsse in den Sommermonaten ist nicht signifikant. Die Trends der Jahresmittelwerte (Abb. 5.1) wird folglich größtenteils durch die Veränderung der Winterabflüsse angetrieben, in den Sommermonaten fallen die Trends schwächer aus.

In Abb. 5.4 ist die halbjährliche Verteilung der Abflusshöhen als Boxplot vor und nach 2000 abgebildet. Der Abfluss im Winter ist generell höher als im Sommer. Die Veränderungen der Abflusshöhen vor und nach 2000 bei der Dreisam sind nicht signifikant, was an der Überschneidung der Kerben zu erkennen ist, welche die Konfidenzintervalle der Mediane darstellen. Bei der Brugga ist die Veränderung für beide Halbjahre signifikant. Zwar ist der Trend nach 2000 fallend, das Abflussniveau ist

im Mittel jedoch signifikant höher als vor 2000. Wie in Tab. 5.1 ersichtlich wird, treten höhere Abflüsse auch bei den Niedrigwasser-Abflussquantilen im Beobachtungszeitraum nach 2000 auf. Dabei ist der Anstieg bei der Brugga mit bis zu 25.9 % beim Q95 deutlicher als beim Abfluss der Dreisam. Dieses Verhalten zeigt sich durchgehend für alle Abflussquantile.

Tab. 5.1:Veränderung der Abflussquantile bei Niedrigwasser vor und seit 2000 (Datenbasis
Tageswerte 1971-2008).

	Q95 [m³/s]		Q90 [m³/s]		Q85 [Q85 [m³/s]		Q80 [m³/s]		Q75 [m³/s]		Q50 [m³/s]	
	vor	seit	vor	seit	vor	seit	vor	seit	vor	seit	vor	seit	
	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	
Dreisam	0.74	0.76	1.20	1.21	1.58	1.61	1.96	2.03	2.34	2.45	4.33	4.56	
+ %	3.	.2	1.	.4	1	.9	3	.6	4	.8	5	.3	
Brugga	0.39	0.49	0.46	0.57	0.52	0.64	0.58	0.71	0.65	0.77	1.00	1.23	
+ %	25	5.9	23	.2	22	.1	22	.6	18	8.7	22	.5	



Abb. 5.2: Trend von 1970 bis 1999 und kurzfristiger Trend seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen für Sommer- (Mai bis Oktober) und Winterabflüsse (November bis April) der Dreisam auf Basis von Monatsmittelwerten des Abflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.



Abb. 5.3: Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen für Sommer- und Winterabflüsse der Brugga auf Basis von Monatsmittelwerten des Abflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.



Abb. 5.4: Abflusshöhenverteilung in Winter- und Sommerhalbjahr vor und nach dem Jahr 2000 von Brugga und Dreisam.

5.1.2 Niedrigwasserabfluss

Zur Darstellung von Veränderungen im Niedrigwasserabfluss wurden Trendanalysen auf die monatlichen Niedrigwasserabflüsse MoNQ durchgeführt (Abb. 5.5, Abb. 5.6). Die Wintermonate November bis April zeigen für Brugga und Dreisam je einen Anstieg bis 2000 und nach 2000 einen signifikanten Rückgang sowohl bei den linearen Trendanalysen als auch im lokalen Trendverhalten, welches mit der LOWESS-Regression ermittelt wurde. Die Trendrichtungen der winterlichen MoNQ gleichen den Entwicklungen beim Gesamtabfluss (vgl. Abb. 5.2, Abb. 5.3). Im Gegensatz dazu weisen die Werte des Niedrigwasserabflusses im Sommer bei der Dreisam einen stetig fallenden Trend auf, bei der Brugga einen stetigen Anstieg, wobei die Trends im Sommer nicht signifikant sind. Die Trends der sommerlichen Niedrigwasserabflüsse treten unabhängig voneinander auf und sind sowohl vor als auch nach 2000 etwa gleichermaßen stark ausgeprägt. Der steigende Trend der Niedrigwasserwerte bei der Brugga kann beim Rückgang der Sommerabflüsse in der Dreisam von großer Bedeutung sein, um die ökologischen Funktionen während Trockenzeiten zu erhalten. Damit leistet die Brugga auch einen wichtigen Beitrag zum Abflusserhalt in der Dreisam.



Abb. 5.5: Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen der MoNQ der Dreisam von Sommer- und Winterhalbjahren. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.



Abb. 5.6: Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen der MoNQ der Brugga von Sommer- und Winterhalbjahren. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.

5.1.3 Basisabfluss

Wie beim Gesamtabfluss (vgl. Abb. 5.1) tritt auch beim Basisabfluss von Dreisam und Brugga ein Anstieg bis 2000 auf; nach 2000 herrscht ein fallender Trend (Abb. 5.7). Bei Betrachtung der höher aufgelösten Zeitreihen auf Basis von Monatsmittelwerten zeigt die Dreisam einen signifikanten Anstieg des Basisabflusses in den Wintermonaten vor 2000 (Abb. 5.8). Seit 2000 herrscht in den Wintermonaten ein signifikant abfallender Trend vor. Während der gesamten Zeitreihe unterliegen die sommerlichen Basisabflusswerte einer stetigen, nicht signifikanten Abnahme. Bei der Brugga ist sowohl der Anstieg der winterlichen Basisabflusswerte vor 2000 als auch der rückläufige Trend nach 2000 hoch signifikant (Abb. 5.9). Der Basisabfluss im Sommer zeigt bei der Brugga im Gegensatz zur Dreisam einen stetig steigenden Trend, welcher jedoch nicht signifikant ist. Bei Betrachtung der Basisabflusshöhen vor und nach 2000 (Abb. 5.10) zeigt die Brugga höhere Niveaus nach 2000 in beiden Halbjahren. Bei der Dreisam ist keine eindeutige Veränderung im Sommerhalbjahr, jedoch eine Erhöhung der Winterabflüsse nach 2000 festzustellen. Mit den LOWESS-Regressionen können die Steigungsänderungen um das Jahr 2000 nachvollzogen werden. Es kann vermutet



werden, dass der Basisabfluss der Brugga im Sommer durch seinen ansteigenden Trend einen wichtigen Beitrag zum Abflusserhalt bei Niedrigwasser einnimmt.

Abb. 5.7: Trend der Jahresmittelwerte des Basisabflusses von Dreisam und Brugga mit 95 %-Konfidenzintervallen.



Abb. 5.8: Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen für Sommer- und Winterbasisabflüsse der Dreisam auf Basis von Monatsmittelwerten des Basisabflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.



Abb. 5.9: Trend von 1970 bis 1999 und seit 2000 mit 95 %-Konfidenzintervallen für Sommer- und Winterbasisabflüsse der Brugga auf Basis von Monatsmittelwerten des Basisabflusses. Die geglätteten Kurven stellen die gleitenden LOWESS-Regressionen dar.



Abb. 5.10: Basisabfluss vor und nach dem Jahr 2000 von Brugga und Dreisam.

5.2 Regime-Shifts

Ziel der Arbeit ist es, Veränderungen im Abflussregime zu identifizieren. Die folgenden Abbildungen verdeutlichen die zeitliche Veränderung im Jahresverlauf der Abflusskomponenten und Speicher im Einzugsgebiet. Die Auswertungen beruhen auf 15-tägig geglätteten Zeitreihen. Für die Regimeerstellung wurde der vorliegende Datenzeitraum halbiert, sodass die Mittelungszeiträume von 1971 bis 1989 und von 1990 bis 2008 vorlagen. Im Falle der Dreisam lag eine längere Zeitreihe bis 2014 vor, sodass bei separater Abbildung der Dreisam ein dritter, gleich langer Betrachtungszeitraum von 1996 bis 2014 dargestellt wurde. Die Mittelungszeiträume umfassen so je 19 Jahre.

5.2.1 Gesamtabfluss-Regime

Beim Abfluss von Dreisam und Brugga zeigt sich im Jahresverlauf der charakteristische Verlauf des zweigipfeligen Abflussregimes, das auf Schneeschmelze im Frühjahr und auf Niederschlagsereignisse im Dezember zurückzuführen ist (Abb. 5.11).



Abb. 5.11: Abflussregime-Shifts von Dreisam und Brugga auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.

Im Sommer treten die niedrigsten Abflusswerte auf. Das Abflussregime der Brugga hat bei absoluter Darstellung der Abflusshöhen eine geringere Amplitude im Jahresverlauf und zeigt einen insgesamt niedrigeren Abfluss. Im Mittel tritt das Frühjahrsmaximum im März im Mittelungszeitraum von 1990 bis 2008 rund einen halben Monat früher auf als noch im Beobachtungszeitraum von 1971 bis 1989. Das Maximum über die Jahreswende ist bei beiden Gewässern im Mittel angestiegen und tritt einige Tage später auf. Zwischen April und August liegen die Abflusswerte von 1990 bis 2008 meistens unter denen von 1971 bis 1989. Der Anstieg im Herbst erfolgt etwa eineinhalb Monate früher. In Tab. 5.2 sind die mittleren saisonalen Veränderungen der Extrema im Gesamtabfluss aufgeführt.

Tab. 5.2:Veränderung der Abflussspitzen im Jahresverlauf zwischen 1971-1989 und 1990-
2008.

	Frühjahrs	maximum	Sommeri	minimum	Wintermaximum		
	1971-1989	1990-2008	1971-1989	1990-2008	1971-1989	1990-2008	
Q Dreisam	11.6	11.8	2.2	2.4	10.5	12.5	
[m ³ /s]	(5. Apr.)	(24. Mrz.)	(15. Sept.)	(1. Aug.)	(15. Dez.)	(28. Dez.)	
Q Brugga	2.4	2.6	0.6	0.8	1.9	2.5	
[m³/s]	(4. Apr.)	(22. Mrz.)	(15. Sept.)	(1. Aug.)	(22. Dez)	(26. Dez.)	

5.2.2 Niedrigwasserabfluss-Regime

In den Beobachtungszeiträumen 1971-1989, 1990-2008 und für die Dreisam zusätzlich 1996-2014 wurden für jeden Tag im Jahr Werte der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 berechnet und die zeitlichen Veränderungen als Regime-Shifts dargestellt (Abb. 5.12, Abb. 5.13). Die Schwankungen im mittleren Jahresgang verlaufen für Q80 und Q95 in den gleichen Beobachtungszeiträumen nahezu parallel. Im Frühjahr sowie im Dezember tritt das Maximum auf, im Sommer bis Herbst die minimalen Werte des Niedrigwasserabflusses. Vom ältesten zum jüngsten Beobachtungszeitraum sind bei Dreisam und Brugga gleichermaßen deutliche Veränderungen zu beobachten. Das Frühjahrsmaximum tritt wie beim Gesamtabfluss einen halben Monat früher auf: Mitte März statt wie bisher Anfang April. Es fällt jüngst niedriger aus als im früheren Beobachtungszeitraum. Die sommerlichen Niedrigwasserabflüsse haben sich wenig verändert und sind für die Dreisam ähnlich gering wie bei der Brugga. Um die Jahreswende fallen die Niedrigwasserabflüsse von Dreisam und Brugga immer höher aus.



Abb. 5.12: Regime-Shifts der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 der Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.



Abb. 5.13: Regime-Shifts der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 der Brugga im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.

5.2.3 Basisabfluss-Regime

Beim Basisabfluss-Regime werden jeweils der grafisch abgetrennte und der im FLEX-Speichermodell kalkulierte Basisabfluss verglichen. Der im FLEX-Speichermodell berechnete Speicherausfluss entspricht in der langjährigen Summe dem grafisch abgetrennten Basisabfluss und stellt somit den modellierten Basisabfluss dar. Im jahreszeitlichen Verlauf zeigen die Regime des grafisch abgetrennten Basisabflusses von Dreisam (Abb. 5.14) und Brugga (Abb. 5.16) je ein Maximum im Frühjahr und ein Minimum im Sommer. Im Jahresverlauf des modellierten Basisabflusses treten wie beim Gesamtabfluss zwei Maxima im Winter und Frühjahr auf (Abb. 5.15, Abb. 5.17). Die Regime-Shift-Darstellungen zeigen hier den direkten Zusammenhang zur modellierten Speicherfüllung, deren Verlauf identisch ist, da Speicherfüllung und Speicherausfluss im FLEX-Modell direkt voneinander abhängen (vgl. Kapitel 5.2.4 Speichermodell-Regime, Abb. 5.18).

Bei Betrachtung der unterschiedlichen Untersuchungszeiträume ist festzustellen, dass sich das Frühjahrsmaximum im jüngsten Betrachtungszeitraum wie auch beim Gesamtabfluss-Regime (vgl. Abb. 5.11) in allen Darstellungen um etwa einen halben Monat gegenüber 1971-1989 vom April in den März verschoben hat (Tab. 5.3). Ebenso tritt das Minimum im Sommer früher auf, wie auch der Anstieg im Herbst. Das Frühjahrsmaximum des grafisch abgetrennten Basisabflusses liegt für Brugga und Dreisam im Zeitraum 1990-2008 höher als 1971-1989. Für den jüngsten Zeitraum 1996-2014 zeigt die Dreisam hier jedoch wieder einen Rückgang. Entsprechend der Trendanalyse (vgl. Abb. 5.7, Abb. 5.10), bei welcher langfristig ein ansteigender Trend zu verzeichnen ist, treten bei der Brugga im jüngsten Mittelungszeitraum 1990-2008 gegenüber dem früheren 1971-1989 nahezu im gesamten Jahresverlauf höhere Basisabflusswerte auf. Besonders der Anstieg des Frühjahrsmaximums ist deutlich ausgeprägter als bei der Dreisam im gleichen Beobachtungszeitraum. Der im Speichermodell berechnete Basisabfluss zeigt hingegen eine gegenläufige Entwicklung. Das Frühjahrsmaximum tritt zwar ebenso früher im Jahresverlauf auf, jedoch ist hier eine Abnahme der maximalen Basisabflusshöhe zu verzeichnen. Im Vergleich zum grafisch abgetrennten Basisabfluss (Abb. 5.14, Abb. 5.16) sind die modellierten Wintermaxima ausgeprägter (Abb. 5.15, Abb. 5.17).

Der Anstieg des grafisch abgetrennten Basisabflusses im Dezember erreicht nicht das Niveau der Zunahme wie beim Gesamtabfluss (vgl. Abb. 5.11), sodass das dort auftretende Dezembermaximum von schneller auftretenden Abflusskomponenten herrühren muss und nicht auf den Basisabfluss zurückgeführt werden kann.



Abb. 5.14: Regime-Shift des grafisch abgetrennten Basisabflusses der Dreisam auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.



Abb. 5.15: Regime-Shift des modellierten Basisabflusses aus dem FLEX-Speichermodell als Speicherausfluss im Dreisam-Einzugsgebiet auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.



Abb. 5.16: Regime-Shift des grafisch abgetrennten Basisabflusses der Brugga auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.



Abb. 5.17: Regime-Shift des modellierten Basisabflusses aus dem FLEX-Speichermodell als Speicherausfluss im Brugga-Einzugsgebiet auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.

	Frühjahrs	maximum	Sommerminimum		
	1971-1989 1990-2008		1971-1989	1990-2008	
Qb Dreisam [m ³ /s]	5.8	6.1	1.1	1.0	
	(11. Apr.)	(4. Apr.)	(22. Sept.)	(4. Sept.)	
Qb Brugga [m ³ /s]	1.2	1.5	0.4	0.5	
	(16. Apr.)	(5. Apr.)	(24. Sept.)	(30. Aug.)	

Tab. 5.3:	Veränderung der Minima und Maxima im Jahresverlauf des Basisabflusses in
	den Regime-Shifts zwischen 1971-1989 und 1990-2008.

5.2.4 Speichermodell-Regime

Die modellierte Speicherfüllung (Abb. 5.18) bedingt im FLEX-Modell den Speicherausfluss. Daher treten Minimum und Maximum von Speicherfüllung und modelliertem Basisabfluss im Jahresverlauf gleichzeitig auf. Dementsprechend sind die Regime-Shifts ähnlich ausgeprägt. Im Winterhalbjahr treten 1990-2008 gegenüber 1971-1989 höhere Speicherstände auf, im Sommerhalbjahr niedrigere. Minima und Maxima sind im Jahresverlauf nach vorne verschoben. Die Füllung des Brugga-Speichers ist ganzjährig höher als beim Dreisam-Speicher, da die Grundwasserneubildungsrate im Mittel höher ist und auch der Basisabfluss, gemessen in mm, den der Dreisam übersteigt. Der maximale Speicherstand im Frühjahr fällt niedriger aus als früher. Die quantitativen Veränderungen sind in Tab. 5.4 aufgeführt.

Tab. 5.4:Veränderung der Minima und Maxima im Jahresverlauf der modellierten
Speicherfüllung in den Regime-Shifts zwischen 1971-1989 und 1990-2008.

	Frühjahrs	maximum	Sommerminimum		
	1971-1989 1990-2008		1971-1989	1990-2008	
FLEX-Speicherfüllung	36.0	31.2	8.0	8.0	
Dreisam [mm]	(16. Apr.)	(29. Mrz.)	(23. Sept.)	(29. Aug.)	
FLEX-Speicherfüllung	148.0	140.5	76.0	79.0	
Brugga [mm]	(9. Mai.)	(7. Apr.)	(1. Okt.)	(8. Sept.)	



Abb. 5.18: Regime-Shifts der modellierten Speicherfüllung von Dreisam- und Brugga-Einzugsgebiet auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.

5.3 Abflussanteile

Um zu untersuchen, welchen Beitrag die Brugga am Abflussverhalten der Dreisam hat und ob sich der Einfluss in den letzten Jahrzehnten verändert hat, wurden die Abflussanteile der verschiedenen Abflusskomponenten berechnet und per Mischungsrechnung der Ionenfracht validiert. Der Beitrag der Brugga am Abfluss der Dreisam wurde veranschaulicht, indem die relativen Abflussanteile sortiert nach den Abflussquantilen der Dreisam dargestellt wurden (Abb. 5.19).

Besonders bei Niedrigwasserverhältnissen gewinnt der Abflussanteil der Brugga an Bedeutung und stellt zeitweise den gesamten Abfluss. Zu einzelnen Messzeitpunkten lagen für die Brugga höhere Abflusswerte vor als im gleichen Mittelungszeitraum für die Dreisam stromabwärts. Dies kommt durch Infiltrations- und Evaporationsverluste auf der Fließstrecke zwischen den Pegeln Oberried und Ebnet zustande. Die Wertepaare, mit größerem Abfluss in der Brugga wurden herausgefiltert, um in der Grafik keine Abflussanteile größer als 100 % zu erhalten. Sowohl beim Gesamtabfluss (Abb. 5.19 a) als auch beim Basisabfluss (Abb. 5.19 b) zeigt sich bei niedrigem Abfluss der Dreisam ein starker Anstieg des Brugga-Anteils. Dieser verstärkt sich bei Abflüssen unterhalb des Q75, der für die Dreisam 2.36 m³/s beträgt. Es wurden die Zeiträume vor 2000 und seit 2000 farblich voneinander abgehoben. Die Messwerte seit 2000 zeigen größere Abflussanteile der Brugga im Vergleich zu vor 2000. Bei Niedrigwasser steigt der Anteil der Brugga beim Gesamtabfluss und Basisabfluss mit abnehmendem Abfluss der Dreisam nach 2000 früher an als vor 2000.



Abb. 5.19: Anteil der Brugga am Gesamtabfluss (a) und am Basisabfluss (b) der Dreisam sortiert nach den Abflussquantilen der Dreisam. Für die Betrachtungszeiträume vor und nach dem Jahr 2000 wurden LOWESS-geglättete Kurven hinzugefügt, um mittlere Veränderungen sichtbar zu machen.

Bei der jahreszeitlichen Betrachtung erkennt man, dass der Beitrag der Brugga besonders in Zeiten geringen Abflusses – vor allem in den Sommermonaten – an Bedeutung gewinnt. Die Beobachtung gilt gleichermaßen für den Gesamtabfluss (Abb. 5.20) und für den Basisabfluss (Abb. 5.21). Aufgrund der nötigen Mittelung wurden für die Darstellungen als Regime-Shifts die gleich langen Zeiträume 1971-1989 und 1990-2008 gewählt. Beim Vergleich der Mittelungszeiträume zeigen sich Veränderungen im Abflussverhalten der beiden untersuchten Gewässer. Der aus der Brugga stammende Abflussanteil hat sich in den Monaten Juni bis September im Durchschnitt zeitweise verdoppelt (Abb. 5.20). Das Maximum im Zeitraum 1971-1989 betrug beim Gesamtabflussanteil der Brugga im Mittel 27.8 % am 18. September, im Zeitraum 1990-2008 31.8 % am 1. August. Fast im gesamten Jahresverlauf haben die Abflussanteile der Brugga zugenommen und liefern einen höheren Beitrag am Gesamtabfluss in der Dreisam. Besonders im Basisabfluss zeigt sich der größer gewordene Beitrag der Brugga oder im Umkehrschluss der geringere gewordene Anteil der Dreisam (Abb. 5.21). Im Sommer lieferte die Brugga zwischen 1990 und 2008 im Mittel 48.1 % des Basisabflusses, wohingegen sie im Zeitraum 1971-1989 im Durchschnitt maximal zu 37.5 % zum gesamten Basisabfluss beitrug. Zusätzlich zum höheren Basisabflussanteil im gesamten Jahresverlauf ist eine Verschiebung des Maximums vom 21. September zum 7. September festzustellen. Die Beobachtungen geben wie die Trendanalysen Hinweise auf Systemveränderungen. Da es im Einzugsgebiet keine großen landschaftlichen Eingriffe in Bezug auf die Landnutzung gibt, können die Veränderungen im Abflussverhalten nur durch einen hydroklimatischen Wandel und durch die unterschiedliche Reaktionsweise der Einzugsgebiete Dreisam und Brugga zustande kommen.



Abb. 5.20: Shift des relativen Abflussanteils der Brugga am Abfluss der Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.



Abb. 5.21: Shift des relativen Basisabfluss-Anteils der Brugga am Basisabfluss der Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.
Zur Validierung der Abflussanteil-Berechnungen von Gesamt- und Basisabfluss wurden Mischungsrechnungen mit den Hauptionendaten durchgeführt. Sie lieferten durchweg entsprechende Ergebnisse mit der Zunahme der Brugga-Anteile bei geringer werdendem Abfluss der Dreisam (Abb. 5.22). Lediglich bei Mg streuen die Anteile stark, zeigen aber dennoch hohe Anteile der Brugga bei Niedrigwasser in der Dreisam. Die Abbildungen stellen die auf den Abfluss normierte Ionenfracht dar, die die Brugga relativ zur Dreisam führt.



Abb. 5.22: Anteil der aus der Brugga stammenden Ionenfracht sortiert nach Abfluss der Dreisam.

Lenkt man die Betrachtung auf den grafisch abgetrennten Basisabfluss, so können wiederum Anteilsberechnungen vorgenommen werden. Besonders in Zeiten geringen Abflusses spielt der Basisabfluss eine wichtige Rolle. Im Jahresverlauf schwankt der Basisabflussindex (BFI) deutlich und erreicht bei der Dreisam im Mittel Werte zwischen 25 und 60 %, bei der Brugga sogar 35 bis 70 % (Abb. 5.23). Die Jahresverläufe des BFI von Dreisam und Brugga sind nahezu parallel, jedoch sinkt im Betrachtungszeitraum 1990-2008 der Anteil des Basisabflusses im Mai bei der Dreisam ab, wohingegen die Brugga hier einen konstanten Basisabflussanteil aufweist. Somit besteht in den Sommermonaten eine größere Differenz zwischen Dreisam und Brugga, die dem hohen relativen Basisabflussanteil der Brugga an der Dreisam in Abb. 5.21 nahekommt. Im Vergleich der Beobachtungszeiträume zeigen beide Gewässer jüngst ein unruhigeres Verhalten mit schnelleren Schwankungen als früher. Besonders zwischen Mai und November liegen 1990-2008 häufig niedrigere Werte des BFI vor als 1971-1989. Zudem ist das Niveau des BFI der Dreisam stärker gesunken als das der Brugga, wodurch im gesamten Jahresverlauf des neueren Mittelungszeitraums größere Differenzen zwischen BFI der Brugga und BFI der Dreisam als im älteren Mittelungszeitraum vorliegen. Auffällig ist der Einbruch des BFI Ende Dezember, was auf höhere Anteile schnell abfließenden Wassers hinweist.



Abb. 5.23: Shift des Anteils des Basisabflusses am Gesamtabfluss von Brugga und Dreisam im Jahresverlauf auf Basis gleitender 15-Tage-Mittelwerte.

5.4 Verweilzeitbestimmung im Speichermodell

Mit den Ergebnissen des FLEX-Speichermodells wurden mehrere Ansätze der Verweilzeitmodellierung durchgeführt. Zunächst wurde von einem vollständig durchmischten Speicher ausgegangen, aus dem Wasser mit unterschiedlich großer Verweilzeit zu gleich gewichteten Anteilen proportional zum Speicherinhalt ausfließt. In zwei weiteren Ansätzen wurden unvollständig durchmischte Speicher angenommen, wobei altem Wasser eine höhere Gewichtung am Ausfluss zukam. Dazu wurde ein Gewichtungsfaktor, der einer Verteilungsfunktion folgte, für jedes Wasseralter von 1 bis 3650 Tagen (= 10 Jahre) bei der Ausflussberechnung angelegt. Für den zweiten Ansatz mit unvollständig durchmischtem Speicher wurde als Gewichtungsfaktor eine Dreiecksverteilung von 0 für junges bis 2 für altes Wasser gewählt. Da sich bei der Modellinitialisierung mit diesem Konzept des unvollständig durchmischten Speichers keine stabile Verweilzeitverteilung ergab konnten die Ergebnisse jedoch nicht zum Vergleich herangezogen werden. Beim dritten Ansatz mit einer ansteigenden Gammaverteilung als Gewichtungsfaktor für den Ausfluss konnten Ergebnisse erzielt werden. Die Ergebnisse der Modellierung eines vollständig durchmischten Speichers mit gleichverteilter Ausflussgewichtung und unvollständig durchmischtem Speicher mit gammaverteilter Ausflussgewichtung sind in diesem Kapitel aufgeführt.

5.4.1 Speichermodell mit gleichverteilter Ausflussgewichtung

Beim Ansatz der Verweilzeitmodellierung im vollständig durchmischten Speicher fließen aus den einzelnen Speicherzellen (vgl. Abb. 4.4) gleiche Anteile proportional zur Füllung der Zellen aus. Somit enthält der Speicherausfluss, der den modellierten Basisabfluss darstellt, Wasser unterschiedlich alter Grundwasserneubildungs-Impulse (vgl. HRACHOWITZ et al., 2016). Die Verweilzeitberechnungen ergaben nach diesem Konzept mit zunehmender Verweilzeit absinkende Verweilzeitverteilungen, die einer exponentiellen Abnahme folgen (Abb. 5.24). Wasser, welches gerade erst durch Grundwasserneubildung in den Speicher gelangt ist, macht einen relativ großen Anteil am Speicherinhalt zu jedem Zeitschritt aus. Bei gleicher proportionaler Gewichtung von Wasser jeden Alters im vollständig durchmischten Speicher trägt somit der junge Speicherinhalt absolut mehr zum Speicherausfluss bei als altes Wasser. Weil je Zeitschritt weniger der älteren Wasseranteile übrig bleibt und somit absolut weniger ausfließt, je länger sich das Wasser im Speicher aufhält, wird der Anteil des Wassers mit höherer Verweilzeit im Speicherausfluss gering und nähert sich 0 an.

Aus der Verweilzeitverteilung im vollständig durchmischten Speichermodell der Brugga ergab sich durch Bildung des gewichteten Mittels eine mittlere Verweilzeit (MTT) von 93.6 Tagen. Im vollständig durchmischten Speichermodel der Dreisam nimmt Wasser jüngeren Alters höhere Anteile am Speicherausfluss ein, sodass die MTT 33.5 Tage beträgt (Tab. 5.5). Die Verweilzeit im Modellspeicher der Brugga ist nach diesem Modellansatz im Mittel etwa dreimal so hoch wie beim Modellspeicher der Dreisam.



Abb. 5.24: Verweilzeitverteilungen des modellierten Basisabflusses von Brugga und Dreisam unter der Annahme gleichverteilt proportional zur Speicherfüllung ausfließender Speicher.

Um zu sehen, zu welchen Anteilen sich der modellierte Basisabfluss speziell in trockenen Jahren mit Niedrigwasserabfluss zusammensetzt, wurden die Anteile auf einer logarithmierten Skala farblich abgesetzt für die Trockenperioden in 1976 und 2003 dargestellt. Zusätzlich ist der Verlauf des mittleren Wasseralters eingezeichnet (Abb. 5.25). Im Vergleich ist zu sehen, dass die Brugga generell höhere Anteile an altem Wasser aufweist als die Dreisam. Außerdem ist der Verlauf der Basisabflusshöhen bei der Dreisam variabler. Der Basisabfluss reagiert bei der Dreisam schneller auf Schwankungen in der Grundwasserneubildung als dies bei der Brugga der Fall ist. In Zeiten von Grundwasserneubildung, also beim Anstieg von Speicherinhalt und Speicherausfluss, erfolgt ein Absinken des Wasseralters. Die als junges Wasser gekennzeichneten Flächen nehmen bei Spitzen des modellierten Speicherausflusses größere Anteile ein; das Wasseralter ist jung. In Rezessionszeiten steigt der Anteil des alten Wassers an, die mittlere Verweilzeit wird größer. Der modellierte Basisabfluss der Brugga enthält insgesamt größere Anteile alten Wassers welches sich über 100 Tage im Speicher befunden hat, welches vor allem während der Trockenphase im Jahr 2003 maßgeblich zum Abfluss beiträgt. Dadurch ist die mittlere Verweilzeit bei der Brugga höher als bei der Dreisam. Anteile sehr jungen Wassers mit einem Wasseralter unter 20 Tagen spielen im Speicherausfluss der Trockenjahre eine geringe Rolle. Bei der Dreisam ist das umgekehrt. Wasser unter 100 Tagen Verweilzeit nimmt die größten Abflussanteile ein und schnelle Abflusskomponenten dominieren das Bild. Das ist ein Erklärungsansatz für das unruhige Abflussverhalten im Basisabfluss. Die mittleren Verweilzeiten der beobachteten Zeiträume sind in Tab. 5.5 aufgeführt.



Abb. 5.25: Wasseralter des modellierten Basisabflusses von Brugga und Dreisam während der Trockenjahre 1976 und 2003 bei Annahme eines vollständig durchmischten Speichers.

 Tab. 5.5:
 Mittlere Verweilzeiten in den Einzugsgebieten über verschiedene Zeiträume.

	1976	2003	vor 2000	nach 2000	Gesamtzeitraum
MTT Dreisam-Speicher [d]	31.5	44.9	33.5	33.6	33.5
MTT Brugga-Speicher [d]	108.1	119.8	93.2	94.8	93.6

Abb. 5.26 und Abb. 5.27 zeigen die Ergebnisse der Verweilzeitberechnung unter Einbeziehung der δ^{18} O-Isotopensignale. Die auf die mittlere Einzugsgebietshöhe korrigierten Isotopenmesswerte im Niederschlag dienten als Eingangsdaten. In der Verweilzeitmodell-Matrix wurden die Isotopenmesswerte unverändert mitgeführt. Entsprechend der Ausflussverteilung wurde für jeden Zeitschritt ein gewichteter Mittelwert berechnet, der das modellierte Isotopensignal im Basisabfluss ergab. Bei der Dreisam (Abb. 5.26 oben) ist zu erkennen, dass im Mittel das Niveau des Isotopenverhältnisses δ^{18} O erreicht wird, die modellierten Werte jedoch stark schwanken und die Dynamik der gemessenen Isotopenwerte überschätzt wird. Extremwerte in der Isotopenmesszeitreihe stimmen zeitlich mit den Minima und Maxima in der modellierten Kurve überein.



Abb. 5.26: Gemessenes Isotopensignal in der Dreisam und modelliertes Isotopensignal im FLEX-Basisabfluss der Dreisam (oben) bei Annahme eines Speichers mit gleichverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das mittlere Wasseralter als Zeitreihe und unten der dazugehörige modellierte Basisabfluss.

Bei der Brugga ist die Amplitude der modellierten Isotopenzeitreihe im Basisabfluss ebenfalls größer als bei der gemessenen (Abb. 5.27 oben). Zeitpunkte von Anstieg und Abfall des Signals stimmen zum Teil überein. Der Zeitpunkt der maximalen Verweilzeit 2003 kann deutlich identifiziert werden. an dieser Stelle sinkt das Niveau des Isotopensignals bei einem mittleren Wasseralter von über 200 Tagen stark ab, ein Hinweis, dass Wasser, welches aus Schneeschmelzereignissen im Frühjahr stammt, zum Abfluss kommt. Schnee weist eine stark negative Isotopensignatur auf (GAT et al., 2000). Die Modellgüte ist, gemessen am RMSE, für beide Flüsse wegen der Überschätzung der Amplitude gering (Tab. 5.6).

Sowohl die Zeitreihe des modellierten Basisabflusses als auch die Zeitreihe der mittleren Verweilzeit zeigen einen Jahreszyklus. Die höchsten mittleren Verweilzeiten treten mit 100 bis 150 Tagen im Sommer bei niedriger Grundwasserneubildungsrate, niedrigem Speicherstand und geringem Basisabfluss auf. Kurze mittlere Verweilzeiten um 50 Tage treten zu Zeiten höchster Speicherstände und Basisabflüsse im Frühjahr auf, wenn die Grundwasserneubildung durch Schneeschmelze zur Wiederbefüllung der Speicher beiträgt.



Abb. 5.27: Gemessenes Isotopensignal der Brugga und modelliertes Isotopensignal im FLEX-Basisabfluss der Brugga (oben) bei Annahme eines Speichers mit gleichverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das mittlere Wasseralter als Zeitreihe und unten der dazugehörige modellierte Basisabfluss.

5.4.2 Speichermodell mit gammaverteilter Ausflussgewichtung

Die hier vorgestellte Modellvariante funktioniert unter Annahme eines unvollständig durchmischten Speichers. Der Ausfluss der Speicherzellen folgt nicht wie beim vollständig durchmischten Speicher einer Gleichverteilung sondern zur stärkeren Gewichtung älteren Wassers einer ansteigenden Gamma-Verteilung (vgl. Abb. 4.5).

Bei der Verweilzeitberechnung resultierten hieraus langsamer absinkende Verweilzeitverteilungen mit höherer MTT (Abb. 5.28) als bei gleichverteilter Ausflussgewichtung (vgl. Abb. 5.24). Im Speicher der Brugga wurde eine MTT von 1335 Tagen ermittelt, bei der Dreisam eine MTT von 1001 Tagen. Wie im vorherigen Kapitel nimmt jüngeres Wasser bei der Dreisam höhere Anteile ein als bei der Brugga, woraus die geringere MTT resultiert.



Abb. 5.28: Verweilzeitverteilungen des modellierten Basisabflusses von Brugga und Dreisam unter der Annahme gammaverteilt proportional zur Speicherfüllung ausfließender Speicher.

Die langsamere Reaktion dieses Verweilzeitmodells im Gegensatz zum Speichermodell mit gleichgewichteter Ausflussverteilung zeigt der Verlauf der mittleren Verweilzeit gegenüber dem Speicherausfluss (Abb. 5.29, Abb. 5.30). Die Reaktion der mittleren Verweilzeit verläuft ruhiger, jedoch neigt sie wie durch ein "Langzeitgedächtnis" für Neubildungsüberschüsse oder -defizite zu mehrjährig steigenden und fallenden Entwicklungen. Das simulierte Isotopensignal zeigt bei Dreisam (Abb. 5.29 oben) und Brugga (Abb. 5.30 oben) wenig Variation. Ausschläge nach oben und unten werden gedämpft wiedergegeben und sind schwach ausgeprägt. Die Modellgüte ist, gemessen am RMSE, beim gammaverteilten Speicherausfluss-Modell besser als beim gleichverteilten Speicherausfluss-Modell (Tab. 5.6). Sowohl bei der Dreisam als auch bei der Brugga tritt nach dem extrem trockenen Jahr 2003 ein langfristiger Anstieg des Wasseralters ein. Ein Rückgang findet erst nach der maximalen Modellverweilzeit von 10 Jahren wieder statt (Abb. 5.29 Mitte), was die Annahme des "Langzeitgedächtnisses" bei diesem Modellansatz verstärkt.

Tab. 5.6:Modellgüte als RMSE der simulierten δ^{18} O-Isotopenkonzentration für Dreisam
und Brugga aus den beiden Ansätzen der gleichverteilten und gammaverteilten
Speicherausflussgewichtung.

	gleichverteilt	gammaverteilt	
Brugga: RMSE	1.030	0.455	
Dreisam: RMSE	1.842	0.610	



Abb. 5.29: Gemessenes Isotopensignal der Dreisam und modelliertes Isotopensignal im FLEX-Basisabfluss der Dreisam (oben) bei Annahme eines Speichers mit gammaverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das mittlere Wasseralter als Zeitreihe und unten der dazugehörige modellierte Basisabfluss.



Abb. 5.30: Gemessenes Isotopensignal der Brugga und modelliertes Isotopensignal im FLEX-Basisabfluss der Brugga (oben) bei Annahme eines Speichers mit gammaverteilter Ausflussgewichtung. In der Mitte das mittlere Wasseralter als Zeitreihe und unten der dazugehörige modellierte Basisabfluss.

5.5 Verweilzeitbestimmung mit stabilen Isotopen

In diesem Kapitel wird vergleichender Weise die Verweilzeitbestimmung über das Sinuskurvenmodell anhand der Isotopendaten vorgestellt. Streuung und Temperatureffekt im δ^{18} O-Signal sind an den Klimastationen Katzensteig und Schweizerhof ähnlich (Abb. 5.31). Sie kommen durch die Überlagerung des Mengeneffekts einzelner Niederschlagsereignisse zustande. Die saisonale Variation der δ^{18} O-Signale können vereinfacht mit Sinuskurven beschrieben werden. Die Amplitude im Niederschlagssignal beträgt im Modell im Mittel 2.9 ‰ und ist dabei wesentlich größer als im Abfluss der Brugga mit 0.21 ‰ und der Dreisam mit 0.18 ‰ (Abb. 5.32). Die Dämpfung kommt durch die Durchmischung von Wasser unterschiedlichen Alters zustande. Somit wird sowohl die Amplitude als auch die Phase verschoben, wobei die Wellenlänge im Mittel den Jahresrhythmus beibehält. Anhand des δ^{18} O-Signals wurde mit der Sinuskurvenmethode für das Brugga-Einzugsgebiet eine MTT des Wassers von 791 Tagen (26.0 Monate; 2.2 Jahre) und im Dreisam-Einzugsgebiet von 946 Tagen (31.1 Monate; 2.6 Jahre) berechnet. Für die Dreisam ergibt sich also eine um 20 % höhere MTT als für die Brugga.



Abb. 5.31: Temperatureffekt des δ^{18} O-Signals im Niederschlag.



Abb. 5.32: Angepasste Sinus-Funktionen an die δ^{18} O-Signale in Niederschlag und Abfluss.

Die angepassten Sinuskurvenmodelle lauten

• für den Niederschlag:

$$\delta^{18}O = -9.491 + 0.037 \cos(\omega t) - 2.927 \sin(\omega t)$$
(17)

• für das Isotopensignal im Brugga-Abfluss:

$$\delta^{18}O = -9.884 + 0.195\cos(\omega t) - 0.0887\sin(\omega t)$$
(18)

• für das Isotopensignal im Dreisam-Abfluss:

$$\delta^{18}O = -9.374 + 0.149\cos(\omega t) - 0.10\sin(\omega t)$$
(19)

In gleicher Weise wurden die Isotopensignale von δ^2 H ausgewertet (Abb. 5.33). Dabei wurde über die Amplitudendämpfung eine MTT im Brugga-Einzugsgebiet von 659 Tagen (21.7 Monate; 1.8 Jahre), im Dreisam-Einzugsgebiet von 867 Tagen (28.5 Monate; 2.4 Jahre) ermittelt. Die angepassten Sinuskurven zeigen für den Niederschlag im Mittel eine Amplitude im δ^2 H-Signal von 22.8 ‰, für den Abfluss der Brugga 2.0 ‰ und im Abfluss der Dreisam 1.52 ‰. Die Formeln der angepassten Sinuskurven lauten

• für den Niederschlag:

$$\Delta^2 H = -61.655 + 2.078 \cos(\omega t) - 22.747 \sin(\omega t)$$
⁽²⁰⁾

• für das Isotopensignal im Brugga-Abfluss:

$$\Delta^2 H = -68.620 + 1.984 \cos(\omega t) - 0.284 \sin(\omega t)$$
(21)

• für das Isotopensignal im Dreisam-Abfluss:

$$\Delta^2 H = -65.527 + 1.495 \cos(\omega t) - 0.310 \sin(\omega t)$$
(22)

Das Verhältnis der Amplitudendämpfung ist bei δ^2 H und δ^{18} O ähnlich und ergibt trotz der unterschiedlich langen Messreihen Ergebnisse in der gleichen Größenordnung. Eine Übersicht der ermittelten Verweilzeiten des Sinuskurvenansatzes ist in Tab. 5.7 aufgeführt.



Abb. 5.33: Angepasste Sinus-Funktionen an die δ^2 H-Signale in Niederschlag und Abfluss über die verfügbaren Messdaten.

Tab. 5.7:	Per Sinuskurven-Methode anhand der δ^{18} O- und δ^{2} H-Signale ermittelte mittlere
	Verweilzeiten des Wassers in den Einzugsgebieten von Dreisam und Brugga.

	δ ¹⁸ 0	$\delta^2 H$
MTT Brugga-Speicher [d]	791	659
MTT Dreisam-Speicher [d]	946	867

6 Diskussion

6.1 Veränderungen des Abflussverhaltens

Bei den linearen Trendanalysen (Kapitel 5.1 Trendanalyse) und den Regime-Shifts (Kapitel 5.2 Regime-Shift) können für alle Abflusskomponenten deutliche Veränderungen beobachtet werden. Neben den signifikanten lang- und kurzfristigen Trends der Abflusshöhen ist bei den Regime-Shifts durchweg die Verschiebung von Minimum und Maximum hin zum früheren Auftreten im Jahresverlauf festzustellen.

Die Jahresmittelwerte des Abflusses steigen im Untersuchungszeitraum bei Dreisam und Brugga langfristig an (Abb. 5.1). Der langfristige Trend im Gesamtabfluss der Brugga tritt stärker und signifikanter zutage als bei der Dreisam (Abb. 5.4). Vor allem die mittleren Niedrigwasserabflüsse in den Vergleichszeiträumen vor und nach 2000 (Tab. 5.1) sind bei der Brugga im Mittel im Verhältnis stärker gestiegen als bei der Dreisam. Zudem zeigen die Abflusswerte der Brugga eine geringere Streuung als die der Dreisam. Dies liegt einerseits an den allgemein geringeren Abflusshöhen, die von der kleineren Einzugsgebietsgröße abhängen, als auch an der geringeren Variabilität und dem langsameren Rezessionsverhalten des Brugga-Abflusses. Monatlich aufgelöst und bei unabhängiger Trendanalyse der Vergleichszeiträume vor und nach 2000 lassen sich Sommer- und Winterkomponenten der Abflusstrends aufschlüsseln (Abb. 5.2, Abb. 5.3, Abb. 5.5, Abb. 5.6, Abb. 5.8, Abb. 5.9). Dabei sind Gemeinsamkeiten der Abflusskomponenten erkennbar. Die Trends der Winterwerte (November bis April) zeigen vor 2000 bei Dreisam und Brugga durchweg in allen betrachteten Abflusskomponenten einen Anstieg und nach 2000 einen Rückgang. Das Trendverhalten mit dem Bruch um das Jahr 2000 lässt sich auch in den Kurvenverläufen der lokalen LOWESS-Regressionen erkennen, was die Entscheidung für diesen Zeitpunkt zur Abtrennung zwischen den linearen Regressionen untermauert. Die Häufung warmer Jahre seit 2000 (DWD, 2015) hat offenbar Auswirkungen auf den Abfluss, welcher seitdem den rückläufigen Trend im Winterhalbjahr verursacht. Die höhere mittlere Lufttemperatur zieht erstaunlicherweise weniger eine Veränderung der Sommer- als vielmehr der Winterabflüsse nach sich, bei denen die deutlichsten Trends festzustellen sind. Dahingegen weisen die Sommerkomponenten (Mai bis Oktober) stetig steigende, beziehungsweise fallende Tendenzen auf.

In den Darstellungen der gekerbten Boxplots fallen die Veränderungen der mittleren Abflusswerte im Vergleich der Zeiträume vor und seit 2000 auf. Beim Gesamtabfluss (Abb. 5.4) sowie beim Basisabfluss (Abb. 5.10) sind die Anstiege bei der Brugga im Sommer und Winter im Gegensatz zur Dreisam weitaus deutlicher und außerdem signifikant, was im Falle der Brugga an den sich nicht überlappenden Kerben (Konfidenzintervalle der Mediane) benachbarter Boxen erkennbar ist. Die Einzugsgebiete von Dreisam und Brugga reagieren auf Klimaveränderungen offensichtlich unterschiedlich. Dies ist auf die Hochgebirgslage des Brugga-Einzugsgebiets und die unterschiedliche Beschaffenheit der abflussdominierenden Aquifere zurückzuführen. Die Brugga weist längere Schneedeckendauer und höhere Jahresniederschlags-Summen auf. Geologisch herrschen hier holozäne Talfüllungen und das kristalline Grundgestein vor, bei der Dreisam ist neben dem Kristallin des Schwarzwaldes der mächtige Schotterkörper im Zartener Becken ausschlaggebend. Die größte Veränderung der Abflusshöhen findet im Winterhalbjahr statt. Zwar zeigen die Trendanalysen für den Zeitraum ab 2000 ein absinkendes Verhalten, im Mittel liegt das Abflussniveau jedoch signifikant über dem von vor 2000 (Abb. 5.10). Im hochgelegenen Brugga-Einzugsgebiet ist der Schneespeicher besonders relevant, da in den Hochlagen bis zu zwei Drittel, in den Tieflagen ein Drittel des Gesamtniederschlages als Schnee fallen (UHLENBROOK, 1999). Die Beobachtungen bei Dreisam und Brugga stimmen mit den Prognosen aus der Literatur überein. So sagen HENNEGRIFF et al. (2008) steigende Abflüsse in den Wintermonaten voraus, die durch deutlich mehr und flüssigen Niederschlag im Winter zu erwarten sind. Zudem werden schwächere Auswirkungen auf Niedrigwasserabflüsse im Sommer prognostiziert, die je nach Einzugsgebiet entweder fallende oder steigende Tendenzen haben. Bei Dreisam und Brugga sind diese Prognosen zutreffend. Die Trends in den Wintermonaten sind signifikant ausgeprägt während in den Sommermonaten keine Trendsignifikanz vorliegt. Es gilt allerdings zu berücksichtigen, dass bei ohnehin kleineren mittleren Abflusswerten im Sommer Veränderungen geringere Relationen einnehmen und somit über Trendanalysen schwerer festzustellen sind. Selbst nicht signifikante Trends deuten in diesem Fall auf fortschreitende Veränderungen im Abflussverhalten hin, welche klimatisch bedingt sind. Die prozentual größere Schneebedeckung und längere Schneedeckendauer im Brugga-Einzugsgebiet zeigen ihren Einfluss bis in das hydrologische Sommerhalbjahr, wo die Niedrigwasserabflüsse steigende Trends einnehmen.

In KLIWA (2011) wird angeführt, dass keine generell gültigen Trends für Niedrigwasserabflüsse zu ermitteln sind. Des Weiteren werden steigende und sinkende Trendverhalten verschiedener Fließgewässer aufgezeigt. Bei Dreisam und Brugga sind zwar die Trends in den Sommermonaten gegenläufig (Abb. 5.5, Abb. 5.6), die stärkeren winterlichen Trends überprägen diese im Jahresmittel jedoch. Die Abnahme der Niedrigwasserabflüsse der Winterhalbjahre seit 2000 ist bei Dreisam und Brugga auffällig und deutet auf eine Veränderung in den letzten Jahren hin, wenngleich der mittlere Abfluss in diesem Zeitraum höher ist (Abb. 5.10). Möglicherweise sind die kurzfristigen Trends der Auswahl des Auswertungszeitraums geschuldet, so treten kurz nach 2000 hohe Werte auf, in den darauf folgenden Jahren niedrigere. Bei Verschiebung der Vergleichsgrenze um einige Jahre würde sich der Trend ebenfalls verändern und die Trendstärke womöglich zurückgehen. Auffällig ist wiederum die Häufung niedriger Abflusswerte in den letzten Beobachtungsjahren vor allem bei Niedrigwasserabfluss der Dreisam (Abb. 5.5). Werte von über 10 m³/s als MoNQ treten in den letzten Jahren nicht mehr auf. Dies lässt sich auch in der Darstellung der lokalen LOWESS-Regression erkennen, welche für die Winterabflüsse eine Steigungsänderung um das Jahr 2000 zeigt. Dem langfristig steigenden Abfluss steht der kurzfristige Rückgang der Winterabflüsse in den letzten Jahren gegenüber. Zwar lässt der kurze Untersuchungszeitraum seit 2000 keine Prognose zu, wie sich der Abfluss in Zukunft entwickeln wird, allerdings scheint eine Häufung warmer Jahre seit 2000 (DWD, 2015) einen Einfluss auf den Abfluss zu haben. Dies gibt Grund dazu, weiterhin Pegelstände und Abflüsse von Brugga und Dreisam kontinuierlich aufzuzeichnen und die Entwicklung zu analysieren, um entscheidende Veränderungen zu detektieren und Risiken von Niedrigwasserperioden aufzuzeigen. Gerade bei der Dreisam und ihren Teileinzugsgebieten besteht Relevanz, da sie maßgeblich zur Grundwasserneubildung und somit zur Trinkwasserversorgung Freiburgs beitragen.

Um zu erkennen, welche Auswirkungen die Trends auf die Abflusshöhen im Jahresverlauf haben, sind Regime-Shifts hilfreich. Hierzu wurde das Jahr 1990 als Abtrennung der Zeiträume gewählt, um zwei gleich lange Mittelungszeiträume zu erhalten. Somit ist zwar die direkte Vergleichbarkeit mit den linearen Trendanalysen und dem Abtrennungsjahr 2000 eingeschränkt, jedoch besitzen zu beobachtende Regime-Shifts größere statistische Robustheit. Am auffälligsten bei sämtlichen Regime-Shift-Auswertungen ist die Verschiebung der Minima und Maxima im Jahresverlauf des neueren Mittelungszeitraumes 1990-2008 gegenüber dem älteren 1971-1989 (Abb. 5.11). Im Mittel tritt das Frühjahrsmaximum um den 24. bis 22. März rund einen halben Monat früher auf als im Beobachtungszeitraum 1971-1989 (Tab. 5.2), was auf eine früher auftretende Schneeschmelze hinweist. In KLIWA (2011) wird eine entsprechende Verschiebung im Zusammenhang mit dem vier bis sechs Wochen früher auftretenden Maximum der Quellschüttungen genannt. Die abnehmende Schneedeckendauer und der Schwerpunkt der winterlichen Temperaturzunahme im Westen Baden-Württembergs (HENNEGRIFF et al., 2006) untermauern die Annahme einer früher auftretenden Schneeschmelze. Das Frühjahrsmaximum ist im neueren Beobachtungszeitraum etwas stärker ausgeprägt. Im Jahresverlauf kommt es danach zu einem früheren Absinken der Abflusswerte. Hierdurch ist die Differenz in den Monaten April bis Juli gegenüber den Vorjahreszeiträumen am größten und die niedrigsten Abflüsse im Sommer treten um über eineinhalb Monate früher auf (Tab. 5.2). Ein solches Absinken der Abflüsse im Sommer durch geringere Schneeakkumulation und höhere Verdunstung sowie ein früheres Auftreten des jährlichen Niedrigwasserabflusses wird in gleicher Weise in der Literatur angeführt (ARNELL, 1999; MIDDELKOOP et al., 2001; HENNEGRIFF et al., 2008). Im Dezember und Januar zeigen die Regime-Darstellungen Anstiege des Abflusses (Abb. 5.11) und der Niedrigwasserabflüsse Q80 und Q95 (Abb. 5.12, Abb. 5.13) im neuen Beobachtungszeitraum gegenüber dem alten. Beim Basisabfluss tritt der Anstieg zur Jahreswende hingegen nicht auf (Abb. 5.14, Abb. 5.16). Der Anstieg wird folglich durch oberflächlich auftretende Abflusskomponenten und nicht durch grundwasserbürtigen Zustrom in den Vorfluter verursacht. Eine Erklärung liefern die mit dem Klimawandel in Süddeutschland zunehmenden Winterniederschläge in flüssiger Form als "rain-on-snow"-Ereignisse. Winterhochwasser werden tendenziell stärker und auch die Niedrigwasserabflüsse fallen durch vermehrten Winterniederschlag höher aus (HENNEGRIFF et al., 2006; 2008).

Im Basisabfluss treten Minimum und Maximum im Vergleich zum Gesamtabfluss etwas verzögert auf. Im Laufe der Jahre hat sich wie bei den anderen Abflusskomponenten die Verschiebung von Frühjahrsmaximum und Sommerminimum hin zum früheren Auftreten ergeben (Tab. 5.3). Dabei zeigt sich vom ersten zum zweiten Beobachtungszeitraum eine Zunahme des Frühjahrsmaximums (Abb. 5.14, Abb. 5.16). Im zusätzlichen Betrachtungszeitraum der Dreisam 1996-2014 paust sich hingegen ein Rückgang durch (Abb. 5.14). Dieser stimmt mit dem kurzfristigen Trend der zurückgehenden Winterabflüsse seit 2000 (Abb. 5.2) überein. Das FLEX-Speichermodell erfasst den Trend dementsprechend, sodass die jahreszeitliche Verschiebung gut wiedergegeben wird (Abb. 5.15, Abb. 5.17). Jedoch wird eine abnehmende Amplitude im Jahresverlauf berechnet. Mit dem grafisch abgetrennten Basisabfluss stimmt dieses Verhalten nicht überein, da sich hier im Zeitraum 1990-2008 eine stärkere Schwankung über das Jahr ergibt und besonders das Frühjahrsmaximum sehr viel ausgeprägter auftritt. Quantitativ bildet das Modell den Basisabfluss allerdings gut ab. Die Größenordnung und der Verlauf in der Zeitreihe stimmen größtenteils überein. Der Ausfluss des FLEX-Speichermodells basiert auf der Translation der Grundwasserneubildung in Basisabfluss. Im neueren Zeitraum werden für den Winter höhere Werte des Basisabflusses modelliert (Abb. 5.15, Abb. 5.17). Dieses Detail stimmt zumindest mit dem Abflussverhalten der Brugga überein, bei der zur Jahreswende im grafisch abgetrennten Basisabfluss im neueren Beobachtungszeitraum etwas höhere Werte ermittelt werden (Abb. 5.16). Deutlicher treten steigende Winterabflüsse im Regime-Shift des Gesamtund Niedrigwasserabflusses im durchschnittlichen Jahresverlauf auf (Abb. 5.11, Abb. 5.12, Abb. 5.13). Der langfristige winterliche Abflussanstieg ist folglich nicht auf den Basisabfluss zurückzuführen, sondern wird durch schnell abfließende Komponenten wie Niederschlags- und Schneeschmelzwasser mit geringer Verweilzeit im Einzugsgebiet verursacht. Das Speichermodell kann langfristige Systemveränderung im Jahresverlauf nicht exakt nachbilden.

Die durch den Klimawandel bedingten Veränderungen sind die Anstiege von Winterabflüssen, die im jüngsten Beobachtungszeitraum jedoch wieder rückläufig sind. Die Trends treten in den Abflusskomponenten Gesamtabfluss, Basisabfluss und Niedrigwasserabfluss für Brugga und Dreisam in ähnlich starker Ausprägung auf. Ob sich der signifikante Rückgang der Winter-Messwerte seit 2000 in Zukunft fortsetzt, muss weiterhin beobachtet werden. Hauptsächlich ist eine langfristige Veränderung im saisonalen Abflussverhalten als Regime-Shifts feststellbar. Frühjahrsmaxima und Sommerminima treten im jüngeren Betrachtungszeitraum gegenüber dem älteren durchweg um einen halben Monat früher auf. Frühjahrsmaxima sind im Gesamtabfluss schwächer, im Basisabfluss stärker ausgeprägt. Wintermaxima sind besonders beim Gesamtabfluss höher und damit von Direktabfluss geprägt. Der Klimawandel scheint im Mittel in den Einzugsgebieten Brugga und Dreisam besonders in wasserreichen Monaten größere Veränderungen zu verursachen. Aufgrund der ohnehin geringen Abflüsse während sommerlichen Trockenperioden sind Veränderungen nicht signifikant, aber bei Dreisam und Brugga stetig gegenläufig.

Die erste Arbeitshypothese, dass durch die Analyse der Dynamik der Abflussregime von Dreisam und Brugga klimabedingte lang- und kurzfristige Trends und saisonale Veränderungen in den letzten Jahrzehnten identifiziert werden können, ist durch die Untersuchungen belegt. Ob das hochgebirgige Einzugsgebiet der Brugga das Trendverhalten im Gesamtabfluss der Dreisam in entscheidender Weise beeinflussen kann wird im folgenden Kapitel durch die Analyse der Abflussanteile erörtert.

6.2 Bedeutung der Brugga für den Abfluss der Dreisam

Das Abflussverhalten von Dreisam und Brugga zeigt einen starken linearen Zusammenhang und ist signifikant positiv korreliert (Abb. 6.1). Das lineare Verhalten gilt in gleicher Weise für die vier Jahreszeiten und für die Abflussquantile. Dabei weist der Abfluss der Brugga gegenüber dem der Dreisam einen positiven Ordinatenabschnitt auf. Dieser stellt sich bei kombinierter Betrachtung mit den Auswertungen zum Abflussbeitrag der Brugga an der Dreisam (Abb. 5.19, Abb. 5.22) zu Niedrigwasserzeiten als entscheidend zum Erhalt eines minimalen Abflusses heraus.



Abb. 6.1: Regression der Abflüsse von Brugga und Dreisam. Dargestellt sind die Winkelhalbierende, die Geraden der Steigungen ½ und 2 sowie die Regressionsgerade.

Bei den verschiedenen Ansätzen zur Bestimmung der Abflussanteile der Brugga am Abfluss der Dreisam ist erkennbar, dass diese bei Niedrigwasserabfluss stark ansteigen (Abb. 5.19). Die Brugga liefert zu diesen Zeiten folglich den Hauptabfluss und trägt damit maßgeblich zum Erhalt des Niedrigwasserabflusses der Dreisam bei. In Jahren extremen Niedrigwassers wie 2003 führte die Brugga am Pegel Oberried mehr Wasser als die Dreisam am Pegel Ebnet unterhalb der Einmündung der Brugga. Die Dreisam fiel im August und September 2003 trocken, während in der Brugga noch Abfluss zu messen war (LFU, 2004). Dieses Verhalten kann dadurch erklärt werden, dass zu Trockenzeiten bei sinkenden Grundwasserständen im Zartener Becken eine Entkopplung der Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktion erfolgen kann. Wasser aus dem Flussbett der Dreisam infiltriert hierbei in den Schotter-Aquifer. Das unterirdisch mit dem Grundwasserstrom abfließende Wasser wird am Gewässerpegel der Dreisam nicht erfasst. Bei der Brugga am Pegel Oberried am Rande des Zartener Beckens ist die Schottermächtigkeit geringer, sodass eine stabilere Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktion gewährleistet ist (OTT, 2002; SOPHOCLEOUS, 2002, BRUNNER et al., 2011). Der Effekt des hohen Beitrags der Brugga im Vergleich zum Gesamtabfluss in der Dreisam zeigt sich besonders in den Sommermonaten August und September (Abb. 5.20), wenn die niedrigsten Abflüsse auftreten und die Brugga durchschnittlich 30 % des Gesamtabflusses der Dreisam liefert. Im Vergleich der Untersuchungszeiträume 1971-1989 und 1990-2008 stellt sich außerdem heraus, dass der Beitrag der Brugga größer geworden ist, was sich besonders bei der Betrachtung des Basisabflusses zeigt (Abb. 5.21). Im Mittel weist die Brugga im Vergleich zur Dreisam ein konstanteres Abflussverhalten mit geringerer Varianz auf. Das geht aus der kleineren Amplitude des Abflussregimes (Abb. 3.2), aus dem kleineren Varianz der Jahresmittelwerte (Abb. 5.1) und aus den kleineren Interquantilsabstände der Brugga (Tab. 5.1) hervor. Diese Beobachtung widerspricht den Ausführungen von UHLENBROOK (1999), der der Dreisam ein ausgeglicheneres Abflussverhalten zuspricht. Bei der ausschließlichen Betrachtung der Einzugsgebietsgrößen liegt der Gedanke nahe, dass die Brugga, die nur 15.5 % der Fläche des Dreisam-Einzugsgebietes abdeckt, schneller reagieren und die Dreisam durch die schiere Größe des Einzugsgebietes höheren und konstanteren Abfluss liefern müsste und der ausgedehnte Porenaquifer des Zartener Beckens eine Pufferwirkung auf große Abflussschwankungen haben müsste - analog zur Beschreibung der Hydrologie des Dreisam-Einzugsgebiets in UHLENBROOK (1999).

Lenkt man den Fokus bei der Zeitreihenanalyse auf die Niedrigwasserzeiten, tritt jedoch ein Effekt zutage, der widersprüchlich ist: Der Abflusserhalt ist vor allem durch ein konstantes minimales Abflussverhalten der Brugga während Trockenzeiten gewährleistet. Hierfür liefern Ganglinienseparation und insbesondere die Verweilzeitmodellierung eine Erklärung, was im folgenden Kapitel weiter erörtert wird. Der aus der Basisabfluss-Abtrennung resultierende Basisabflussindex (BFI) erlaubt eine erste Deutung. Im gesamten Jahresverlauf ist der BFI der Brugga höher (durchschnittlich 67.7 %) als der BFI der Dreisam (59.6 %). Das bedeutet, dass der grundwasserbürtige Abfluss im Brugga-Einzugsgebiet stärker zum Abfluss beiträgt als im Dreisam-Einzugsgebiet. Bei der Gegenüberstellung von Basisabfluss aus Brugga und Dreisam (Abb. 5.21) sticht in dieser Hinsicht vor allem der große Anteil des Brugga-Basisabflusses im den Sommermonaten Juli bis Oktober heraus, der im Mittel zeitweise fast die Hälfte des gesamten Basisabflusses in der Dreisam beträgt. Das lässt darauf schließen, dass die Grundwasserspeicher im Brugga-Einzugsgebiet ein langfristigeres Auslaufverhalten besitzen. Diese Annahme wird durch das Speichermodell gestützt. Die Füllhöhe, bzw. das zum Abfluss beitragende Grundwasservolumen wird im Brugga-Einzugsgebiet um ein Vielfaches größer angenommen (Abb. 5.18). Außerdem ist die Variation des Speicherstandes der Brugga im Jahresverlauf ausgeprägter. Vor allem in den Sommermonaten sinkt der Speicherstand bei der Brugga mehr als bei der Dreisam, die nur geringe Schwankungen aufweist. Allerdings sinken die Speicherstände im Brugga-Einzugsgebiet im Mittel nicht auf das Niveau derer im Dreisam-Einzugsgebiet. Weil die aus dem Speicher ausfließende Rate von der Füllhöhe abhängt, ist der Basisabfluss der Brugga entsprechend höher. Der Speicherausfluss im Brugga-Einzugsgebiet ist also vor allem in den Sommermonaten größer, wenn zwar weniger Grundwasserneubildung vorliegt, jedoch die Änderungsrate des Speicherstandes größer ist als im Dreisam-Einzugsgebiet.

Das Brugga-Einzugsgebiet ist aufgrund seiner Basisabfluss-generierenden Eigenschaften und seinem ausgeprägten Speicherverhalten ein wichtiges Teileinzugsgebiet, welches den Abfluss der Dreisam zu Niedrigwasserzeiten entscheidend speist, womit die zweite Arbeitshypothese dieser Arbeit belegt ist. Dies ist nicht zuletzt auf die Höhenerstreckung des Brugga-Einzugsgebiets und somit auf das dort herrschende Mikroklima mit längerer Schneebedeckung und höherem Jahresniederschlag zurückzuführen. Im Laufe der Zeit stellt sich der Brugga-Abfluss als immer wichtiger werdendes Element zu Niedrigwasserzeiten heraus, was sich durch die steigenden Abflussanteile in den letzten Jahren bemerkbar macht.

6.3 Verweilzeitbestimmung

Im vorherigen Kapitel wurden die Beobachtungen des hohen Anteils des Abflusses der Brugga am Abfluss der Dreisam erörtert. Anhand der Verweilzeitmodellierung wird deutlich, dass der Abflusserhalt durch altes Wasser mit hoher Aufenthaltszeit im Grundwasserspeicher gewährleistet wird. Altes Wasser trägt im Brugga-Einzugsgebiet nach den durchgeführten Verweilzeitberechnungen mit dem Speichermodell mehr zum Basisabfluss bei als im Dreisam-Einzugsgebiet. Zur Erklärung des Abflussverhaltens werden exemplarisch die Ergebnisse des Verweilzeitmodells des gleichverteiltet proportional ausfließenden Speichers verwendet.

Das Verhalten des hohen Basisabfluss-Anteils der Brugga kann durch die Verweilzeitmodellierung im gleichverteilt proportional ausfließenden FLEX-Speichermodell gut nachvollzogen werden. In den besonders trockenen Jahren 1976 und 2003 mit geringem Abfluss im Sommer (Abb. 5.25) fällt der Basisabfluss der Brugga im Mittel höher aus als der der Dreisam. Die Einbrüche im modellierten Basisabfluss der Dreisam zu Zeiten geringer Grundwasserneubildung sind stärker ausgeprägt als bei der Brugga. Dies ist durch den Zusammenhang von Speicherfüllung und Verweilzeitverteilung zu erklären. Zum einen dämpft der im Mittel weniger gefüllte Modellspeicher der Dreisam (Abb. 5.18) Abflussminima weniger ab, zum andern sind die Anteile jüngeren Wassers in der Dreisam höher als in der Brugga (Abb. 5.24). Aus dieser Altersverteilung resultiert die kürzere MTT von 33.5 Tagen im Dreisam-Speicher gegenüber den 93.6 Tagen im Brugga-Speicher, wo altes Wasser mit einer Verweilzeit von über 100 Tagen höhere Abflussanteile einnimmt (vgl. Abb. 5.25, Abb. 6.2). Grundwasserneubildungsdefizite machen sich bei der Dreisam schneller im Auslaufverhalten des Speichers bemerkbar und können zum Versiegen des Abflusses führen. Dies kann in Zusammenhang mit Infiltrationsprozessen im Zartener Becken und der Modellkalibrierung stehen. Bei Niedrigwasserbedingungen dringt Wasser aus dem Flussbett in den Schotter-Aquifer ein und bleibt in der Abflussbilanz unberücksichtigt, da es nicht am Pegel Ebnet erfasst werden kann. Durch die grafische Abtrennung des Basisabflusses und der daran

orientierten Kalibrierung des FLEX-Modells bleibt der Grundwasserabfluss im Speichermodell unberücksichtigt. Am Pegel Oberried spielen Infiltrationsverluste eine geringere Rolle, weshalb die Abflussganglinie ein langsameres Rezessionsverhalten aufweist. Somit tritt im Modell aus dem Brugga-Speicher zu Zeiten fehlender Grundwasserneubildung älteres Wasser aus und sorgt für einen minimalen Abflusserhalt, was in der Darstellung zum Trockenjahr 2003 deutlich wird (Abb. 5.25 Mitte).

Die Beobachtung einer schnelleren Abflussreaktion der Dreisam machte auch HACK (2010). Sie ermittelte die hydraulische Abflussreaktion sowie die Reaktion des δ^{18} O-Isotopensignals. Dabei fand sie heraus, dass die Dreisam eine hydraulische Abflussreaktion innerhalb von 7.3 Tagen aufwies wohingegen die Brugga im Mittel 24.4 Tage benötigte. Die Reaktion des δ^{18} O-Isotopensignals trat mit größerer Verzögerung auf. Dennoch war das Signal im Dreisam-Gebiet mit 492 Tagen etwas schneller als im Einzugsgebiet der Brugga, für das sie 511 Tage ermittelte. Diese Charakteristik spiegelt sich im hier entwickelten Speichermodell mit gleichverteilter Speicherausflussgewichtung wieder.

Der Anteil an altem Wasser nimmt bei Niedrigwasser im Basisabfluss zu. Bei hohem Abfluss ist junges Wasser mehr am Speicherausfluss beteiligt (Abb. 6.2, Abb. 6.3). Wasser in der Brugga und der Dreisam weist dabei unterschiedliche Verweilzeitverteilungen auf. Im gleichverteilt proportional ausfließenden Speicher werden für die Brugga weitaus höhere Anteile von Wasser mit einer Aufenthaltszeit von über 100 Tagen ermittelt. Während der niedrigsten Abflüsse 2003 steigt zwar auch in der Dreisam das durchschnittliche Wasseralter auf über 100 Tage an, das Wasseralter des Brugga-Basisabflusses ist jedoch doppelt so hoch (Abb. 5.25, Tab. 5.5). Der Basisabfluss stammt in diesem Fall nahezu vollständig aus der Grundwasserneubildung, welche vor mehreren Monaten bis Jahren erfolgt ist. Im Basisabfluss der Dreisam sind Komponenten mit einer Verweilzeit von über 200 Tagen kaum enthalten. Auch STÖLZLE et al. (2014) ermittelte in Einzugsgebieten mit Aquiferen in kristalliner, komplexer oder poröser Geologie sommerliche Verweilzeiten von über 150 Tagen. Im Winter wurden – wie in den hier gemachten Auswertungen – niedrigere Verweilzeiten, im Sommer höhere modelliert (vgl. Abb. 5.26, Abb. 5.27).



Abb. 6.2: Verweilzeitverteilung von Brugga und Dreisam während der Trockenjahre 1976 und 2003 sowie des Gesamtzeitraums im proportional ausfließenden Speichermodell, sortiert über den modellierten Basisabfluss in mm/d.

Eine Erklärung für die ermittelte höhere Verweilzeit im Brugga-Einzugsgebiet liefern die Ergebnisse von UHLENBROOK (1999). Er fand heraus, dass 20% des Wassers im Abfluss des Brugga-Einzugsgebiets aus dem langsamen Fließsystem des kristallinen Kluftgrundwasserleiters im Hochlagenbereich stammt. Dieses Wasser mit einer mittleren Verweilzeit von 6 bis 9 Jahren trägt längerfristig zum Gesamtabfluss bei (UHLENBROOK, 1999) und erklärt den Abflusserhalt der Brugga zu Trockenzeiten. Generell kann daraus gefolgert werden: Je höher der Anteil an Wasser mit großer Aufenthaltszeit im Abfluss, desto langsamer ist die Reaktion eines Einzugsgebiets auf Neubildungsdefizite und desto langfristiger ist der Abflusserhalt. Dass der Abfluss zu Niedrigwasserzeiten hauptsächlich aus dem Brugga-Einzugsgebiet stammt entspricht den Beobachtungen der hohen Abflussanteile zu Niedrigwasserzeiten (Abb. 5.19). Diese Erkenntnis belegt die dritte Arbeitshypothese, dass durch die Verweilzeitmodellierung das Abflussverhalten von Brugga und Dreisam erklärt werden kann. Die Mischungsrechnung der Ionen bestätigt den steigenden relativen Beitrag der Brugga am Gesamtabfluss bei Niedrigwasser (Abb. 5.22). Dieser Effekt kann durch das FLEX-Speichermodell gut nachvollzogen werden.

Deutlich zu erkennen ist der Anstieg des mittleren Wasseralters bei abfallenden Basisabflusswerten in der Gegenüberstellung beider Komponenten in Abb. 6.3. Während bei der Dreisam eine weite Streuung im niedrigen Abflusswertebereich vorliegt ist die Varianz bei der Brugga geringer. Bei etwa 1.8 mm/d lässt sich bei der Brugga außerdem eine abrupte Veränderung der Steigung feststellen. STÖLZLE et al. (2015a) entdeckte ein ähnliches Abknicken bei der Vergrößerung der Filterweite in der n-tägigen grafischen Basisabflussabtrennung in der Gegenüberstellung des BFI mit der Filterweite n. Die Bruchstellen sind Indikatoren für die verschiedenen beim Abfluss aktiv werdenden Speicher im Einzugsgebiet. Auf diesen Effekt kann auch der plötzliche Steigungswechsel in Abb. 6.3 (rechts) hinweisen. Fällt der Basisabfluss im Brugga-Einzugsgebiet auf einen Wert unter 1.8 mm/d, so steigt der Anteil von Wasser mit höherer Verweilzeit. Dieses Wasser stammt womöglich aus dem in UHLENBROOK (1999) erwähnten langsam ausfließenden kristallinen Kluftgrundwasserleiter.



Abb. 6.3: Verhältnis von mittlerer Verweilzeit und modelliertem Basisabfluss von Dreisam und Brugga.

Im Jahresverlauf der gemittelten Verweilzeiten (Abb. 6.4) sieht man, dass in den Sommermonaten bei niedrigsten Grundwasserneubildungs- und Basisabflussraten das Wasseralter am höchsten ist. Es verläuft genau entgegengesetzt zur modellierten Speicherfüllung (vgl. Abb. 5.18). Deswegen kommt es zur selben Verschiebung der Extrema im Jahresverlauf (vgl. Tab. 5.4). Gleichzeitig zum Minimum des modellierten Basisabflusses im Sommer wird das maximale Wasseralter erreicht. Das Frühjahrsmaximum im modellierten Basisabfluss tritt im mittleren Jahresverlauf zeitgleich mit dem jüngsten Wasseralter auf.



Abb. 6.4: Jahresverläufe des mittleren Wasseralters von Dreisam und Brugga über die Mittelungszeiträume der Regime-Shifts.

Das Verweilzeitmodell konnte mithilfe der δ^{18} O-Isotopenmesswerte validiert werden. Hierzu wurde das Niederschlags-Isotopensignal in einfacher Weise regionalisiert, indem es über den Höhengradienten (Abb. 4.7) aus UHLENBROOK (1999) auf die mittlere Einzugsgebietshöhe skaliert wurde. Die Isotopensignale wurden ins Verweilzeitmodell eingespeist. Zusammen mit dem modellierten Speicherausfluss wurden die Isotopenwerte wie auch der Speicherausfluss gewichtet gemittelt. Auf diese Weise wurde ein δ^{18} O-Isotopensignal im Basisabfluss simuliert. Das Modell des gleichverteilt proportional ausfließenden Speichers ergab für beide Einzugsgebiete eine größere Amplitude des δ^{18} O-Isotopensignals als sie im gemessenen Isotopensignal des Abflusses beobachtet wurde (Abb. 5.26, Abb. 5.27). Im Modell mit der gammaverteilten Ausflussgewichtung wurden insgesamt höhere mittlere Verweilzeiten erreicht. Das Isotopensignal wurde in seiner Amplitude stark gedämpft (Abb. 5.29, Abb. 5.30). Eine Modellbewertung konnte durch Berechnung des RMSE durchgeführt werden (Tab. 5.6). Die Modelle mit gammaverteilter Speicherausfluss-Gewichtung stellten sich dabei als besser heraus, da die Variationen des modellierten Isotopensignals die des gemessenen Isotopensignals nicht überschätzten. Dies spricht dafür, dass ein Modell mit höherer Verweilzeit und stärkerer Gewichtung älterer Wasseranteile für die Nachbildung der Abflusszusammensetzung im Basisabfluss geeigneter ist und ein Modell mit gleichverteilet proportionalem Speicherausfluss eine starke Vereinfachung des komplexen Systems eines Einzugsgebietes darstellt.

Erstaunlich ist, wie durch einen Modellspeicher mit höherer mittlerer Verweilzeit ein "Langzeitgedächtnis" für Niedrigwasserphasen erreicht werden kann: Bei der Dreisam (Abb. 5.29 Mitte), steigt nach dem Trockenjahr 2003 die Kurve der mittleren Verweilzeit über mehrere Jahre hinweg stark an. Erst ab 2013, also 10 Jahre nach Auftreten des Extremereignisses wird ein Rückgang zu jüngerem mittlerem Wasseralter erreicht. Im Modell wurden diese 10 Jahre als maximale Verweilzeit gewählt. Möglicherweise könnten in einem Modellansatz mit höherer maximaler Verweilzeit und stärkerer Ausflussgewichtung alter Wasseranteile entsprechend längerfristige Entwicklungen erzielt werden. Aufgrund der kürzeren Datenverfügbarkeit ist der bei der Dreisam beobachtete Modelleffekt in der Darstellung für die Brugga nicht mehr enthalten. Einen derartig langfristigen Einfluss von Systeminputs, welcher sich auf die Abflusseigenschaften der folgenden Jahre auswirkt, führt KIRCHNER et al. (2000) nach seinen Spektralanalysen der Abflussreaktion an.

Im ersten Modellansatz mit kurzer mittlerer Verweilzeit von unter 100 Tagen wurden starke Schwankungen der Isotopenwerte im Abfluss berechnet. Junge Wasseranteile werden offenbar überschätzt und saisonal temperaturbedingte Schwankungen der Niederschlags-Isotopensignale pausen sich wenig gedämpft durch den Speicher. Es handelt sich in diesem Fall kaum um einen, wie im Konzeptmodell zunächst vermuteten, vollständig durchmischten Speicher, als vielmehr um einen exponentiell ausfließenden Speicher mit starker Gewichtung der jungen Wasseranteile. Um das Verhalten der Isotopensignatur im Modellergebnis zu erklären, können die Erkenntnisse von HACK (2010) hinzugezogen werden. HACK (2010) ermittelte eine langsamere Reaktion von Isotopensignalen in den Einzugsgebieten von Dreisam und Brugga verglichen mit der hydraulischen Reaktion. In dieser Masterarbeit wurde das Isotopensignal jedoch wie ein hydraulischer Impuls in der Verweilzeitmatrix von Zeitschritt zu Zeitschritt mitgeführt. Auch wird keine weitere Anpassung des Isotopensignals vorgenommen, welche Durchmischungsprozesse bei Infiltration und Perkolation beschreiben könnte. Stattdessen wird vereinfacht angenommen, dass das Niederschlags-Isotopensignal unverändert in den Modell-Grundwasserspeicher eintritt. Außerdem wurden die zweiwöchig erhobenen Isotopenmesswerte ungeachtet dessen, wie viel Niederschlag gefallen ist und ob überhaupt Grundwasserneubildung zu den entsprechenden Zeitschritten aufgetreten ist, ins Modell eingespeist. Im gleichverteilt proportional ausfließenden Speichermodell wurde somit die Geschwindigkeit des Isotopensignals überschätzt und eine schwache Amplitudendämpfung erreicht.

Die Amplitudendämpfung ist das Kriterium, nach welchem in der Sinuskurvenmethode die MTT im Einzugsgebiet ermittelt wird. Die Sinuskurvenmethode wurde zur Beurteilung der Speichermodell-Ergebnisse angewandt. Die Ergebnisse der beiden Sinuskurven-Varianten für δ^{18} O und δ^{2} H liegen in der gleichen Größenordnung mit einer MTT zwischen 21.7 bis 25.9 Monaten für das Brugga-Einzugsgebiet und 28.5 bis 31 Monaten für das Dreisam-Einzugsgebiet. Die Ergebnisse stimmen in etwa mit den Berechnungen überein, die UHLENBROOK (1999), SCISSEK (2002) und CAPELL (2007) im Rahmen ihrer Arbeiten für die Brugga durchgeführt haben. UHLENBROOK (1999) ordnet dem Hanggrundwasserspeicher, welcher zu 70 % zum Abfluss der Brugga beiträgt, eine MTT von 2 bis 3 Jahren zu. SCISSEK (2002) berechnet aus δ^{18} O-Werten für den Messzeitraum 1995 bis 2002 eine MTT von 25 ± 6 Monate und beschreibt sie als maximale Einschätzung für das Brugga-Einzugsgebiet. Auch CAPELL (2007) kommt mit der Sinuskurvenmethode auf 2.5 bis 3 Jahre, wohingegen sein im konzeptionellen HBV-Modell integriertes Verweilzeiten-Modul niedrigere Werte von 1.1 bis 1.4 Jahren für die Brugga berechnet. Im Gegensatz zu den Berechnungen im Speichermodell ist die mittlere Verweilzeit im Dreisam-Einzugsgebiet aus der Sinuskurvenmethode um 20 % bis 30 % größer als im Brugga-Einzugsgebiet. Im Speichermodell ist die Mittlere Verweilzeit jedoch im Brugga-Speicher größer und damit widersprüchlich zu den Ergebnissen der Sinuskurvenmethode (Tab. 6.1). Es stellt sich die grundsätzliche Frage, ob die Ermittlung einer mittleren Verweilzeit zielführend ist, da sie alleine wenig über die Verteilung des Wasseralters aussagen kann, welche zu jedem Zeitpunkt abhängig von Speicherzustand und Grundwasserneubildung unterschiedlich ausfallen kann.

 Tab. 6.1:
 Mittlere Verweilzeiten aus den verschiedenartigen Ansätzen der Verweilzeit-Modellierung.

	Sinuskurven- methode δ ¹⁸ Ο	Sinuskurven- methode δ^{18} H	FLEX gleichverteilt	FLEX gammaverteilt
MTT Brugga [d]	791	659	94	1335
MTT Dreisam [d]	946	867	34	1001

Die stärkere Amplitudendämpfung des Isotopensignals ergibt sich aus dem gammaverteilten Ausflussmodell, bei dem eine höhere MTT erreicht wird, welche die des Sinuskurvenmodells übersteigt. Fände man eine Gewichtungsverteilung für den modellierten Speicherausfluss, welche die Dämpfung des Isotopensignals im Verweilzeitmodell gut abbilden kann, so könnte womöglich die Größenordnung der MTT im Sinuskurvenansatz erreicht werden. Die in dieser Arbeit entwickelten Speicher-Verweilzeitmodelle sind zur relativen Beschreibung der Abflussanteile gut geeignet. Das Abflussverhalten und der Vergleich der Einzugsgebiete und der Speichereigenschaften kann am besten anhand des Modells mit gleichverteilter Ausflussgewichtung beschrieben werden, da sich Speicherveränderungen schnell auswirken und damit Zeiträume von einigen Jahren gut als Wasseralter-Verteilung darstellbar sind. Die Sinuskurvenmethode ist ein vereinfachter Ansatz, um schnelle Vergleiche zwischen Einzugsgebieten ungeachtet des Abflussverhaltens zu erhalten. Eine Validierung der absoluten Altersdatierung des ausfließenden Wassers kann in dieser Arbeit jedoch nicht vollständig erfolgen. Die dritte Arbeitshypothese dieser Arbeit kann somit nur teilweise belegt werden: Mit dem Verweilzeitmodell, welches auf das FLEX-Speichermodell aufbaut, kann die Abflussdynamik der untersuchten Flüsse Dreisam und Brugga ausreichend erklärt werden. Auch ein Ansatz zur Validierung mit Isotopendaten konnte entwickelt werden, jedoch wurde keine exakte Nachbildung des Isotopensignals erreicht. Für eine absolute Altersdatierung bedarf es noch immer einem vergleichenden Ansatz, wie zum Beispiel der Sinuskurvenmethode, an welcher man sich der Größenordnung nach orientieren kann. An dieser Stelle besteht weiterer Forschungsund Entwicklungsbedarf. Ein Ansatzpunkt könnte hier die Suche nach einer Speicherausfluss-Gewichtungsfunktion sein, welche die Speichereigenschaften besser nachbildet.

7 Schlussfolgerung und Ausblick

In dieser Masterarbeit wurden die Einzugsgebiete von Dreisam und Brugga auf klimawandelbedingte Veränderungen im Abflussverhalten untersucht. Dabei wurden die Variationen in den einzelnen Abflusskomponenten mit dem Fokus auf Niedrigwasserbedingungen beleuchtet. Anhand der langjährigen Messdaten konnte eine langfristige Zunahme der Winterabflüsse sowie ein rückläufiger Trend seit 2000 identifiziert werden. Trends in den Sommermonaten sind nicht signifikant wobei für die Brugga ein ansteigender Charakter, bei der Dreisam ein absinkender überwiegt. Durch die Darstellung von Regime-Shifts über die Zeiträume 1971-1989 und 1990-2008 konnten saisonale Veränderungen festgestellt werden. In allen untersuchten Abfluss-komponenten treten das Frühjahrsmaximum und das Sommerminimum im Untersuchungszeitraum 1990-2008 im Mittel etwa einen halben Monat früher auf als noch 1971-1989. Die Verschiebung ist durch eine früher auftretende Schneeschmelze sowie "rain-on-snow"-Ereignisse und höhere Evapotranspiration durch wärmere Temperaturen im Frühsommer erklärbar.

Dass die Abflusscharakteristik der Brugga einen entscheidenden Einfluss auf das Abflussverhalten der Dreisam bei Niedrigwasserbedingungen hat, konnte durch Mischungs- und Anteilsberechnungen nachgewiesen werden. Die Brugga hat großen Anteil am Abfluss der Dreisam und besonders bei Niedrigwasser liefert sie den Hauptabfluss. Erklärt werden konnte das Abflussverhalten von Dreisam und Brugga durch das auf das FLEX-Modell aufbauende Verweilzeitmodell. Im Brugga-Gebiet überwiegen bei Niedrigwasser die Anteile alten Wassers mit hoher Verweilzeit im Abfluss. Im Modell zur Dreisam haben alte, stark verzögert zum Abfluss kommende und abflusserhaltende Komponenten bei Niedrigwasser weniger Gewicht. Mit δ^{18} O-Isotopendaten konnte die Güte des modellierten Speicherverhaltens von Dreisam und Brugga bewertet werden. Eine exakte Nachbildung konnte jedoch nicht erreicht werden. An dieser Stelle können weiterführende Arbeiten ansetzen. Verschiedene Speichermodelle sowie diverse Konzepte zur Ausflussgewichtung sollten dabei als Grundlage für die Verweilzeitmodellierung dienen. Denkbar wäre ein variables Modell, in dem die Ausflussgewichtung je nach Speicherzustand und Grundwasserneubildungs-Situation einer Anpassung unterzogen werden könnte. Als Schwellenwerte könnten Umbrüche im Abflussverhalten, wie zum Beispiel die Steigungsänderung im mittleren Wasseralter bei abnehmender Abflusshöhe oder Bruchstellen bei der grafischen Basisabflussabtrennung mit zunehmender Filterweite, identifiziert werden, welche auf das Ausfließen unterschiedlicher Speichersysteme im Einzugsgebiet hinweisen. So könnte auch das hier angewendete FLEX-Speichermodell durch andere Konzepte, wie etwa zwei parallele Speichereinheiten mit je unterschiedlichem Ausfließ- und Neubildungsverhalten, ersetzt werden, um eine bessere Nachbildung des Basisabflusses für die jeweils untersuchten Einzugsgebiete zu erhalten.

Die Untersuchungen zeigen, dass das Dreisam-Einzugsgebiet von Klimaveränderungen stärker beeinflusst ist als das Teileinzugsgebiet Brugga, welches durch sein ausgeprägtes langfristiges Ausfließverhalten zu Trockenzeiten einen längeren Abflusserhalt aufweist als die Dreisam. Die Brugga erweist sich hiermit als entscheidend zum Erhalt ökosystemarer Funktionen im Fließgewässersystem der Dreisam. Die Analysen belegen, dass die Brugga als Teileinzugsgebiet der Dreisam eine immer wichtigere Rolle einnimmt. Die Trends und Veränderungen im Abflussverhalten weiterhin durch Messungen und Auswertungen zu beobachten ist im Einzugsgebiet der Dreisam und ihrer Teileinzugsgebiete ausgesprochen wichtig, da es gleichzeitig Einzugsgebiet der Trinkwasserversorgung Freiburgs durch das Wasserwerk Ebnet ist. Der Klimawandel birgt in dieser Hinsicht direkte Risiken sowohl für die Ökologie der Fließgewässer als auch für die Menschen, die von der Wasserversorgung aus dem Schwarzwald abhängig sind.

Literaturverzeichnis

- ARNELL, N. W. (1999). The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global environmental change*, *9*(1), 5-23.
- BECKER, A. (1992). Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: Kleeberg H.-B.(Hrsg.): Regionalisierung in der Hydrologie. Mitteilung XI der Senatskommision für Wasserforschung/ DFG. VCH, Weinheim, 16-32.
- BLUME, T., ZEHE, E., BRONSTERT, A. (2007). Rainfall-runoff response, event-based runoff coefficients and hydrograph separation. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 843-862.
- BNNETZE GMBH (2013). Freiburger Wasserweg. Eine Begleitbroschüre mit weiteren interessanten Informationen. bnNETZE GmbH. Stadt Freiburg im Breisgau, 35.
- BRUNNER, P., COOK, P. G., SIMMONS, C. T. (2011). Disconnected surface water and groundwater: from theory to practice. *Ground Water*, 49(4), 460-467.
- BURNS, D. A. (2002). Stormflow-hydrograph separation based on isotopes: the thrill is gone what's next?. *Hydrological Processes*, *16*(7), 1515-1517.
- CAPELL, R. (2007). Transit time modelling with 18O based on a conceptual precipitation-runoff model. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., 67.
- CHAI, T., DRAXLER, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)?–Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250.
- CHAPMAN, T. (1999). A comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation. *Hydrological Processes*, *13*(5), 701-714.
- DIDSZUN, J. (2004). Experimentelle Untersuchungen zur Skalenabhängigkeit der Abflussbildung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Band 19. Institut für Hydrologie, 221.

- DÓŠA, M., HOLKO, L., KOSTKA, Z. (2011). Estimation of the mean transit times using isotopes and hydrograph recessions. *Die Bodenkultur*, 62(1-4), 47-52.
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2015). Zahlen und Fakten zum Klimawandel in Deutschland. Klimapressekonferenz des Deutschen Wetterdienstes am 10. März 2015 in Berlin, 36.
- ECKHARDT, K. (2005). How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes*, 19(2), 507-515.
- ECKHARDT, K. (2008). A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, *352*(1), 168-173.
- ETCHEVERRY, D., PERROCHET, P. (2000). Direct simulation of groundwater transit-time distributions using the reservoir theory. *Hydrogeology Journal*, 8(2), 200-208.
- FENICIA, F., WREDE, S., KAVETSKI, D., PFISTER, L., HOFFMANN, L., SAVENIJE, H. H., MCDONNELL, J. J. (2010). Assessing the impact of mixing assumptions on the estimation of streamwater mean residence time. Hydrological Processes, 24(12), 1730-1741.
- GAT, J. R., MOOK, W. G., MEIJER, H. A. J. (2000). Volume II. Atmospheric Water. In: MOOK, W. G. (2000). Environmental isotopes in the hydrological cycle. IAEA Technical documents in hydrology, No. 39. Paris, 235.
- GENEREUX, D. (1998). Quantifying uncertainty in tracer-based hydrograph separations. *Water Resources Research*, 34(4), 915-919.
- GUDERA, T., MORHARD, A. (2015). High-resolution modelling of soil water balance and groundwater recharge using GWN-BW. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 59(5), 205-216.
- GUSTARD, A., DEMUTH, S. (2009). Manual on low-flow estimation and prediction. Operational hydrology report no. 50, WMO-no. 1029, 136.
- HACK, S. (2010). Modellierungsstrategien und Auswertung der langjährigen Isotopenzeitreihe der Dreisam und Brugga. Diplomarbeit am Institut f
 ür Hydrologie der Universit
 ät Freiburg i. Br., 97.

- HARUM, T., HOLLER, C., SACCON, P., ENTNER, I., HOFRICHTER, J. (2001). Abschätzung des nachhaltig nutzbaren Quellwasserdargebots im alpinen Raum Österreichs.
 Wasserwirtschaftskataster des Bundesministeriums für Land-und Forstwirtschaft.
 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
 Wien. 77.
- HELD, I. M. (2013). Climate science: The cause of the pause. *Nature*, *501*(7467), 318-319.
- HENNEGRIFF, W., KOLOKOTRONIS, V., WEBER, H., BARTELS, H. (2006). Klimawandel und Hochwasser. Erkenntnisse und Anpassungsstrategien beim Hochwasserschutz. *KA–Abwasser, Abfall, 53*(8), 770-779.
- HENNEGRIFF, W., IHRINGER, J., KOLOKOTRONIS, V. (2008). Prognose von Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6(1), 309-314.
- HOOPER, R. P., SHOEMAKER, C. A. (1986). A comparison of chemical and isotopic hydrograph separation. *Water Resources Research*, 22(10), 1444-1454.
- HRACHOWITZ, M., SAVENIJE, H., BOGAARD, T. A., TETZLAFF, D., SOULSBY, C. (2013). What can flux tracking teach us about water age distribution patterns and their temporal dynamics? *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (2), 533–564.
- HRACHOWITZ, M., BENETTIN, P., VAN BREUKELEN, B. M., FOVET, O., HOWDEN, N. J. K., RUIZ, L., VAN DER VELDE, Y., WADE, A. J. (2016). Transit times – the link between hydrology and water quality at the catchment scale. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 29.
- HUXOL, S. (2007). Trendanalyse von Zeitreihen der Komponenten des Wasserkreislaufes im Einzugsgebiet der Dreisam zur prozessorientierten Beurteilung hydrologischer Klimafolgen. Diplomarbeit am Institut f
 ür Hydrologie der Universit
 ät Freiburg i. Br., 122.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535.

- IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151.
- KENDALL, C., MCDONNELL, J. J. (1998). Isotope tracers in catchment hydrology. Elsevier, 839.
- KIRCHNER, J. W., FENG, X., NEAL, C. (2000). Fractal stream chemistry and its implications for contaminant transport in catchments. *Nature*, 403(6769), 524-527.
- KIRCHNER, J. W., FENG, X., NEAL, C. (2001). Catchment-scale advection and dispersion as a mechanism for fractal scaling in stream tracer concentrations. *Journal of Hydrology*, 254(1), 82-101.
- KLIWA (2011). Klimawandel in Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA. Monitoringbericht 2011, 40.
- KUHN, M. (1990). Klimaänderungen: Treibhauseffekt und Ozon: Tatsachen, Erklärungen und Zahlenbeispiele zur menschlichen Beeinflussung des Klimas durch Spurengase. Kulturverlag Thaur, Tirol. 157.
- LAAHA, G., BLÖSCHL, G. (2006). Flächendeckende Bestimmung von Niederwasserkenngrößen in Österreich. Wiener Mitteilungen Band 197: Methoden der hydrologischen Regionalisierung. Wien. 108.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LFU) (Hrsg.) (2004). Das Niedrigwasserjahr 2003. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, H. 85, Karlsruhe, 36.
- MAŁOSZEWSKI, P., ZUBER, A. (1982). Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers: 1. Models and their applicability. *Journal of hydrology*, *57*(3), 207-231.
- MAŁOSZEWSKI, P., ZUBER, A. (1993). Principles and practice of calibration and validation of mathematical models for the interpretation of environmental tracer data in aquifers. *Advances in Water Resources*, *16*(3), 173-190.

- MCDONNELL, J. J., MCGUIRE, K., AGGARWAL, P., BEVEN, K. J., BIONDI, D., DESTOUNI, G., DUNN, S., JAMES, A., KIRCHNER, J., KRAFT, P., LYON, S., MAŁOSZEWSKI, P., NEWMAN, B., PFISTER, L., RINALDO, A., RODHE, A., SAYAMA, T., SEIBERT, J., SOLOMON, K., SOULSBY, C., STEWART, M., TETZLAFF, D., TOBIN, C., TROCH, P., WEILER, M., WESTERN, A., WÖRMAN, A., WREDE, S. (2010). How old is streamwater? Open questions in catchment transit time conceptualization, modelling and analysis. *Hydrological Processes*, 24(12), 1745-1754.
- MCGUIRE, K. J., MCDONNELL, J. J. (2006). A review and evaluation of catchment transit time modeling. *Journal of Hydrology*, *330*(3), 543-563.
- MCGUIRE, K. J., WEILER, M., MCDONNELL, J. J. (2007). Integrating tracer experiments with modeling to assess runoff processes and water transit times. *Advances in Water Resources*, *30*(4), 824-837.
- MEI, Y., ANAGNOSTOU, E. N. (2015). A hydrograph separation method based on information from rainfall and runoff records. *Journal of Hydrology*, *523*, 636-649.
- MIDDELKOOP, H., DAAMEN, K., GELLENS, D. GRABS, W., KWADIJK, J.C.J., LANG, H., PARMET, B. W. A. H., SCHÄDLER, B., SCHULLA, J., WILKE, K. (2001). Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine basin. *Climatic change*, 49(1-2), 105-128.
- MILLARES, A., POLO, M. J., LOSADA, M. A. (2009). The hydrological response of baseflow in fractured mountain areas. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(7), 1261.
- MOOK, W. G. (2000). Volume I. Introduction. Theory, Methods, Review. In: MOOK, W. G. (2000). Environmental isotopes in the hydrological cycle. IAEA Technical documents in hydrology, No. 39. Paris, 164.
- NATHAN, R. J., MCMAHON, T. A. (1992). Estimating low flow characteristics in ungauged catchments. *Water Resources Management*, 6(2), 85-100.
- OTT, B. (2002). Weiterentwicklung des Einzugsgebietsmodells TAC^D und Anwendung im Dreisameinzugsgebiet. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., 115.
- OTT, B., UHLENBROOK, S. (2004). Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, 8(1), 62-78.
- PARTINGTON, D., BRUNNER, P., SIMMONS, C. T., WERNER, A. D., THERRIEN, R., MAIER, H. R., DANDY, G. C. (2012). Evaluation of outputs from automated baseflow separation methods against simulated baseflow from a physically based, surface water-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 458, 28-39.
- RINALDO, A., BEVEN, K. J., BERTUZZO, E., NICOTINA, L., DAVIES, J., FIORI, A., RUSSO,D., BOTTER, G. (2011). Catchment travel time distributions and water flow in soils.*Water resources research*, 47(7), 13.
- 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., 107.
- SÁNCHEZ-MURILLO, R., BROOKS, E. S., ELLIOT, W. J., BOLL, J. (2015). Isotope hydrology and baseflow geochemistry in natural and human-altered watersheds in the Inland Pacific Northwest, USA. *Isotopes in environmental and health studies*, 51(2), 231-254.
- SCHWARTZ, S. S. (2007). Automated Algorithms for Heuristic Base-Flow Separation. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 43(6), 1583-1594.
- SCISSEK, F. (2002). Vergleich verschiedener Modellierungsansätze zur Bestimmung von mittleren Verweilzeiten aus ¹⁸O-Zeitreihen im Bruggagebiet (Südschwarzwald). Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., 135.
- SIMIC, E., DESTOUNI, G. (1999). Water and solute residence times in a catchment: Stochastic-mechanistic model interpretation of 18O transport. *Water Resources Research*, 35(7), 2109-2119.
- SMAKHTIN, V. U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of hydrology*, 240(3), 147-186.
- SOPHOCLEOUS, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology journal*, *10*(1), 52-67.

- STÖLZLE, M., STAHL, K., WEILER, M. (2013). The role of seasonal recharge and catchment storage concepts for low flow modelling. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, Vol. 15, 11891.
- STÖLZLE, M., STAHL, K., MORHARD, A., WEILER, M. (2014). Streamflow sensitivity to drought scenarios in catchments with different geology. *Geophysical Research Letters*, 41(17), 6174-6183.
- STÖLZLE, M., STAHL, K., SCHÜTZ, T., WEILER, M., SEIBERT, J., TALLAKSEN, L. M. (2015a). Improved baseflow characterization in mountainous catchments. In EGU General Assembly Conference Abstracts. Vol. 17, 10281.
- STÖLZLE, M., WEILER, M., STAHL, K., MORHARD, A., SCHÜTZ, T. (2015b). Is there a superior conceptual groundwater model structure for baseflow simulation?. *Hydrological Processes*, 29(6), 1301-1313.
- UHLENBROOK, S. (1999). Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., *Freiburger Schriften zur Hydrologie, 10,* 201.
- UHLENBROOK, S., ROSER, S., TILCH, N. (2004). Hydrological process representation at the meso-scale: the potential of a distributed, conceptual catchment model. Journal of Hydrology, 291(3), 278-296.
- WITTENBERG, H. (2011). Praktische Hydrologie. Grundlagen und Übungen. 1. Auflage. Vieweg + Teubner Verlag, 114.

Internetquellen:

BEUERMANN, C., HÜGING, H. (2014). Vom Menschen gemacht: der anthropogene Treibhauseffekt. Bundeszentrale für politische Bildung. Online unter: http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/klimawandel/38441/anthropogenertreibhauseffekt (Zugriff: 09.06.2016)

- HOFF, H., KUNDZEWICZ, Z. W. (2006). Süßwasservorräte und Klimawandel. Bundeszentrale für Politische Bildung. Online unter: http://www.bpb.de/apuz/29695/suesswasservorraete-und-klimawandel?p=all (Zugriff: 09.06.2016)
- KEELING, R. (2016). The Keeling Curve. Scripps Institution of Oceanography UC San Diego. Online unter:

https://scripps.ucsd.edu/programs/keelingcurve/ (Zugriff: 09.06.2016)

Verwendete Hilfsmittel:

- R CORE TEAM (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.Rproject.org/.
- WABOA (2012). Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Stuttgart.

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Arbeit

Analyse der Niedrigwasserregime der Einzugsgebiete Dreisam und Brugga – ein kombinierter Basisabfluss-Wasseralter-Isotopen-Ansatz

selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Freiburg i. Br., 11. Juli 2016

Mario Vath