

Institut für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

Katja Moritz

Der Einfluss des Klimawandels auf
das Grundwasserregime des
Zartener Beckens auf Grund
veränderter hydrologischer
Randbedingungen

Diplomarbeit unter der Leitung von
Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Freiburg i.Br., Oktober 2007

Institut für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

Katja Moritz

Der Einfluss des Klimawandels auf
das Grundwasserregime des
Zartener Beckens auf Grund
veränderter hydrologischer
Randbedingungen

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Koreferent: Dr. Ch. Külls

Diplomarbeit unter der Leitung von
Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Freiburg i.Br., Oktober 2007

Danksagung

Denjenigen Personen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, möchte ich an dieser Stelle herzlich danken:

- Herrn Prof. Dr. Ch. Leibundgut für die Vergabe des Themas
- Herrn Dr. Ch. Külls für die fachliche Betreuung der vorliegenden Arbeit. Für seine wertvollen Hinweise und sachkundigen Anregungen.
- Stephen Schrempp, Franz- Josef Kern und Andreas Moorhardt, GIT Hydros Consult, für die Überlassung der Klima-, Landnutzungs-, Boden- und Grundwasserdaten zum Dreisameinzugsgebiet.
- Veidt Stadelbacher für die zahlreichen hilfreichen Tipps im Umgang mit AV-SWAT
- René Capell für die Unterweisung in der Erstellung einer wissenschaftlichen Arbeit mit L^AT_EX und das Korrekturlesen
- Thorben Römer für seine Bereitschaft, sein Know- How in IT- Fragen zu teilen
- allen anderen Diplomanden für die Freundschaftlichkeit und Hilfsbereitschaft, die eine sehr angenehme Arbeitsatmosphäre im Diplomandenraum geschaffen haben
- Paul Göttlich für seine Unterstützung in jeder Hinsicht

Inhaltsverzeichnis

	i
Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	vii
Zusammenfassung	ix
Extended summary	xi
1. Einleitung	1
1.1. Problemstellung	1
1.2. Zielsetzung	1
1.3. Bisherige Erkenntnisse	2
1.4. Methodenauswahl	3
1.4.1. Vergleich der Methoden	3
1.4.2. Begründung der Methodenauswahl	4
1.5. Fazit	5
2. Untersuchungsgebiet	7
2.1. Lage und Topographie	7
2.2. Klimatische Verhältnisse	8
2.3. Landnutzung	9
2.4. Pedologische Verhältnisse	9
2.5. Geologische und hydrogeologische Verhältnisse	10
2.6. Hydrologie	11
2.7. Fazit	14
3. Methoden	17
3.1. Modellierung mit AVSWAT-X	17
3.1.1. Allgemeine Modellbeschreibung	17
3.1.2. Eingangsdaten und Modellierung der Kompartimente	18
3.1.2.1. Klima	18
3.1.2.2. Abflussbildung	20
3.1.2.3. Wiederverteilung im Boden	21
3.1.2.4. Oberflächengewässer	21
3.1.2.5. Vegetation	22
3.2. Grundwassermodul	22

3.3. Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels - Szenarien aus KLIWA	25
3.4. Fazit	26
4. Anwendung der Methoden	29
4.1. Modellierung des Dreisameinzugsgebietes mit AVSWAT-X	29
4.2. Ergebnisse der Modellierung	36
4.2.1. Wasserhaushalt	36
4.2.2. Modellierung der Abflüsse	38
4.2.3. Modellierung der monatlichen Grundwasserspiegelschwankungen	42
4.2.3.1. Kalibrierungszeitraum 1990 - 2000	42
4.2.3.2. Validierungszeitraum 2000 - 2006	43
4.2.3.3. Zukunftsszenario 2021 - 2050	44
4.2.4. Modellierung der Grundwasserregime	45
4.2.4.1. Kalibrierungszeitraum 1990 - 2000	45
4.2.4.2. Validierungszeitraum 2000 - 2006	46
4.2.4.3. Zukunftsszenario 2021 - 2050	47
4.3. Fazit	51
5. Unsicherheitsdiskussion	53
5.1. Potentielle Fehlerquellen	53
5.1.1. Unsicherheit der Eingangsdaten	54
5.1.2. Modellunsicherheit	55
5.2. Fazit	56
6. Schlussfolgerungen	57
6.1. Verbesserungsvorschläge	57
6.2. Fazit aus der Modellierung	58
6.2.1. Ergebnisse	58
6.2.2. Bewertung der Methode	61
6.3. Fazit	61
A. Symbol- und Abkürzungsverzeichnis	63
B. Anhang	65
Literaturverzeichnis	91
	95

Abbildungsverzeichnis

2.1.1.	Lage des Untersuchungsgebietes.	7
2.1.2.	Digitales Geländemodell und Teileinzugsgebiete.	8
2.2.1.	Niederschlagsregime im Dreisameinzugsgebiet.	9
2.5.1.	Geologischer Schnitt durch das Zartener Becken.	11
2.6.1.	Abflussregime im Dreisameinzugsgebiet.	12
2.6.2.	Langjährige Wasserbilanz des Dreisameinzugsgebietes.	13
2.6.3.	Grundwasserregime im Zartener Becken.	14
3.1.1.	Befehlsschleife für Teileinzugsgebiete in SWAT.	18
3.1.2.	Potentielle Fließwege in SWAT.	20
3.2.1.	Darstellung der Grundwasserstände in SWAT.	24
3.3.1.	KLIWA- Regionen in Süddeutschland.	26
4.1.1.	Landnutzung im Einzugsgebiet.	29
4.1.2.	Böden im Einzugsgebiet.	30
4.1.3.	Für die Modellierung verwendeten Messstationen.	31
4.1.4.	Grundwasserpegel, Brunnen und hydraulische Leitfähigkeit.	34
4.2.1.	Modellierte Wasserbilanz für das Dreisameinzugsgebiet.	36
4.2.2.	Modellierte monatliche Wasserhaushaltsgrößen.	37
4.2.3.	Modellierter Abfluss am Pegel St. Wilhelmer Talbach.	39
4.2.4.	Abflussganglinie am Pegel Ebnet für den Kalibrierungszeitraum.	40
4.2.5.	Abflussganglinie am Pegel Ebnet für den Validierungszeitraum.	41
4.2.6.	Grundwasserstände im TEZG 2 für den Validierungszeitraum.	44
4.2.7.	Grundwasserstände im TEZG 5 für 2021 bis 2050.	45
4.2.8.	Grundwasserstände im TEZG 9 für den Validierungszeitraum.	47
4.2.9.	Grundwasserregime PE1 für Ist-Zustand und Zukunftsszenario.	48
4.2.10.	Grundwasserregime PE41 für Ist-Zustand und Zukunftsszenario.	48
4.2.11.	Grundwasserregime PE32 für Ist-Zustand und Zukunftsszenario.	49
4.2.12.	Grundwasserregime PE34 für Ist-Zustand und Zukunftsszenario.	49
4.2.13.	Grundwasserregime PE26 für Ist-Zustand und Zukunftsszenario.	50
5.1.1.	Änderung der mittleren globalen Lufttemperatur.	55
6.1.1.	Kopplung von SWAT und MODFLOW.	58
6.2.1.	Abweichung der Regime für 2021-2050 von 1990-2000 (mod.).	59
6.2.2.	Abweichung der Regime für 2021-2050 von 1990-2000 (gem.).	60
6.2.3.	Abweichung der Regime für 2021-2050 von 1990-2000 (gem.).	60
B.0.1.	Abfluss am Pegel St. Wilhelmer Talbach im Kalibrierungszeitraum.	71
B.0.2.	Abfluss am Pegel Zastler im Kalibrierungszeitraum.	71

B.0.3.	Abfluss am Pegel Wiesneck im Kalibrierungszeitraum.	72
B.0.4.	Abfluss am Pegel Falkensteig im Kalibrierungszeitraum.	72
B.0.5.	Abfluss am Pegel Brugga im Kalibrierungszeitraum.	73
B.0.6.	Abfluss am Pegel St. Wilhelmer Talbach im Validierungszeitraum.	73
B.0.7.	Abflussgang am Pegel Zastler im Validierungszeitraum.	74
B.0.8.	Abfluss am Pegel Falkensteig im Validierungszeitraum.	74
B.0.9.	Abfluss am Pegel Brugga im Validierungszeitraum.	75
B.0.10.	Grundwasserstände in TEZG 2 im Kalibrierungszeitraum.	77
B.0.11.	Grundwasserstände in TEZG 2 u. 3 im Kalibrierungszeitraum. .	78
B.0.12.	Grundwasserstände in TEZG 4 u. 5 im Kalibrierungszeitraum. .	79
B.0.13.	Grundwasserstände in TEZG 5, 6 u. 9 im Kalibrierungszeitraum.	80
B.0.14.	Grundwasserstände in TEZG 9 im Kalibrierungszeitraum.	81
B.0.15.	Grundwasserregime in TEZG 2 im Kalibrierungszeitraum.	82
B.0.16.	Grundwasserregime in TEZG 2 u. 3 im Kalibrierungszeitraum. .	83
B.0.17.	Grundwasserregime in TEZG 4 u. 5 im Kalibrierungszeitraum. .	84
B.0.18.	Grundwasserregime in TEZG 5, 6 u. 9 im Kalibrierungszeitraum.	85
B.0.19.	Grundwasserregime in TEZG 9 im Kalibrierungszeitraum.	86
B.0.20.	Grundwasserstände in TEZG 2, 5 u. 9 im Validierungszeitraum. .	88
B.0.21.	Grundwasserregime in TEZG 2 u. 5 im Validierungszeitraum. . .	89
B.0.22.	Grundwasserstände in TEZG 2, 5 u. 9 für 2021 bis 2050.	90

Tabellenverzeichnis

1.4.1.	Vergleich der Methoden.	3
3.1.1.	Parameter zur Berechnung künstlicher Klimazeitreihen.	19
4.1.1.	Auswirkung der Kalibrierparameter auf die Abflussmodellierung.	32
4.1.2.	Kriterien zur Auswahl der Grundwasserpegel.	33
4.1.3.	Auswirkung der Parameter auf die Grundwassermodellierung.	35
4.2.1.	Modelleffizienz für die Berechnung der Abflüsse.	39
B.0.1.	Mit dem MR- Modell ermittelte Änderung der Klimaparameter.	65
B.0.2.	SWAT- Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet.	65
B.0.3.	Leitbodengesellschaften im Einzugsgebiet.	66
B.0.4.	Bodenparameter der Leitbodengesellschaften.	67
B.0.5.	Modellparameter der gemessenen Teileinzugsgebiete in SWAT.	68
B.0.6.	Zuordnung der Gebiete zu den SWAT- Teileinzugsgebieten.	69
B.0.7.	Fördermengen aus dem Aquifer des Zartener Becken.	69
B.0.8.	Parameter zur Berechnung der Grundwasserstände.	69
B.0.9.	Übersicht über die Curve Numbers der HRU's.	70
B.0.10.	Bewertung der Grundwassermodellierung (Kal.).	76
B.0.11.	Bewertung der Grundwassermodellierung (Val.).	87

Zusammenfassung

Diese Arbeit untersucht den Einfluss des Klimawandels auf das Grundwasserregime im östlich von Freiburg gelegenen Zartener Becken.

Zur Bearbeitung der Fragestellung wurde das physikalisch basierte, konzeptionelle und semidistribuierte Wasserhaushaltsmodell AVSWAT-X ausgewählt, welches ein einfaches Grundwassermodul enthält und schon vielfach zur Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels angewandt wurde. Das Grundwassermodul basiert auf einer linearen Speichergleichung und berechnet sowohl stationäre, als auch instationäre Grundwasserspiegelstände.

Als klimatische Eingangsgrößen für die Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels dienen Ergebnisse aus dem Kooperationsprojekt "Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" (KLIWA).

Die Modellkalibrierung erfolgte anhand der gemessenen Abflusszeitreihen der Pegel im Dreisameinzugsgebiet, sowie anhand der Grundwasserspiegelstände im Untersuchungsgebiet auf Basis von Monatswerten.

Die Ergebnisse der Abflussmodellierung im Dreisameinzugsgebiet sind insgesamt zufriedenstellend mit einer Modelleffizienz von 0,75 für den Kalibrierungszeitraum und 0,52 für den Validierungszeitraum. Die Abflüsse der Sommermonate werden allerdings überschätzt, die der Wintermonate unterschätzt.

Die Güte der Modellierung der Grundwasserregime variiert innerhalb des Untersuchungsgebietes. Für manche Teileinzugsgebiete konnte der jahreszeitliche Verlauf der mittleren Grundwasserspiegelstände nicht nachvollzogen werden. Die Grundwasserpegel dieser Teileinzugsgebiete wurden dann von einer weiteren Modellierung ausgenommen. Für die restlichen Grundwasserpegel konnten die Grundwasserregime zufriedenstellend modelliert werden mit Modelleffizienzen zwischen 0,62 und 0,85 für den Kalibrierungszeitraum. Auch die veränderten Grundwasserregime des Validierungszeitraumes können vom Modell nachvollzogen werden.

Eine Klimaveränderung nach dem Zukunftsszenario aus KLIWA wirkt sich auf die Grundwasserregime der untersuchten Pegel recht unterschiedlich aus. Insgesamt findet ein Anstieg der mittleren monatlichen Grundwasserspiegelstände in den Monaten Januar bis Mai statt und ein Abfall in den Monaten Juni bis Dezember, mit maximalen Anstiegen im April und maximalen Abfällen im September. Die Abweichungen vom Grundwasserregime der Vergangenheit bewegen sich im Bereich von wenigen Zentimetern bis zu einem halben Meter.

Diese Angaben sollen aufgrund der zahlreichen Unsicherheiten, die bei der Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auftreten, lediglich als Größenordnung dienen, um eine zukünftige Entwicklung abzuschätzen.

Stichworte: Klimawandel, Grundwasserregime, AVSWAT-X, Zartener Becken

Extended summary

The purpose of this thesis is to assess the impact of climate change on the groundwater regime in the investigation area of the 'Zartener Becken'.

The physically based, conceptual and semidistributed watershed- model AVSWAT-X was chosen as a tool for this investigation. It incorporates a simple groundwater module and has been applied in many studies to determine the impact of climate change or landuse change on the hydrological cycle. The groundwater module is based on a linear storage equation and steady state groundwater levels as well as transient groundwater levels can be calculated.

Forcasts of climate data for the future szenario 2021 - 2050 of the cooperation-project KLIWA are used as model input for the calculation of the impact of climate change.

Model calibration has been carried out using measured river flow in the Dreisam-catchment as well as measured groundwater levels in the investigation area. The calibration was conducted for a temporal resolution of one month.

Altogether the results for modelling runoff in the Dreisam- catchment are satisfying. The model efficiency for the calibration period is 0,75, for the validation period it is 0,52. However the runoff during the summer is overestimated and the runoff during the winter period is underestimated.

The model performance regarding the calculation of the groundwater regime in the investigation area is variable. For some subbasins the seasonal course of the mean groundwater levels could not be reproduced. Because of this no further model calculations were conducted for groundwater gauges in these subbasins. For the remaining groundwater gauges the groundwater regime could be calculated satisfactory with model efficiencies ranging from 0,62 to 0,85 for the calibration period. Furthermore the model was able to reproduce the different groundwater regime of the validation period.

The impact of the climate change szenario from KLIWA is differing between the investigated groundwater gauges. At large there will be a rise of the mean monthly groundwater levels from January to May and a decline from June to December. Maximum rises will occur in April and maximum declines in September. The deviations from the past groundwater regime will be in the range of a few centimeters to half a meter.

Because of the numerous sources of uncertainty these results should be considered as an order of magnitude to assess possible future developements.

keywords: climate change, groundwater regime, AVSWAT-X, 'Zartener Becken'

1. Einleitung

1.1. Problemstellung

Die Auswirkungen des Klimawandels auf hydrologische Regime sind sowohl auf dem Gebiet der Prozessforschung, als auch für die Bewirtschaftung von Wasserressourcen und Einzugsgebieten von großer Bedeutung (XU ET AL., 2005). Der Klimawandel könnte sich neben anderen Faktoren wie wachsender Weltbevölkerung, zunehmender Verstädterung und Verschlechterung der Wasserqualität, maßgeblich auf die natürlichen Ressourcen und die lokale Wirtschaft auswirken (FONTAINE ET AL., 2001).

Mittlerweile ist es möglich, einigermaßen zuverlässige Aussagen über die Richtung und Größe der mittleren globalen Veränderungen zu machen. Weniger verstanden sind die möglichen Veränderungen in der regionalen und saisonalen Verteilung von Temperatur und Niederschlag und die daraus resultierenden hydrologischen Zustände. Es sind immer noch Verbesserungen der globalen Zirkulationsmodelle, der Downscalingtechniken, der detaillierten Analyse hydrologischer Prozesse auf lokaler Skale und der Beurteilung der Folgen für die verfügbaren Wasserressourcen nötig (FONTAINE ET AL., 2001). Aber gerade die Erforschung der Veränderungen auf regionaler und lokaler Skale sind von großer Bedeutung, denn hier können und müssen politische und technische Maßnahmen ergriffen werden, um kritische Entwicklungen und negative Auswirkungen auf Umwelt und Gesellschaft zu vermeiden (LAHMER ET AL., 2001).

Auch für die Region Süddeutschland sind bereits Klimaveränderungen durch Untersuchung langer Messreihen nachgewiesen (KLIWA, 2006). Als Basis für zukunftsorientiertes wasserwirtschaftliches Handeln werden regionalbezogene Aussagen in den Bereichen Hochwasserschutz, Wasserversorgung und Gewässerentwicklung und -bewirtschaftung benötigt, denn vorausschauende, verantwortungsvolle Wasserwirtschaftspolitik ist ein wichtiger Teil der Existenzsicherung unserer Gesellschaft (KLIWA, 2000).

Das verbesserte Verständnis dafür, wie Klimawandel den hydrologischen Kreislauf beeinflussen könnte, wurde daher als ein vorrangiges Untersuchungsfeld erkannt (FONTAINE ET AL., 2001).

1.2. Zielsetzung

Da ca. 80 % der Wasserversorgung Freiburgs aus dem Zartener Becken stammen, ist es für die Sicherung der Wasserversorgung der Stadt für die Zukunft von großer Bedeutung, den Einfluss des Klimawandels auf das Grundwasserregime in diesem Gebiet zu erforschen. Daher ist es Ziel dieser Arbeit, den Einfluss des Klimawandels, insbesondere der sich ändernden Lufttemperatur, Niederschlagsverteilung, CO₂-Gehalt der Atmosphäre und damit verbundenen Änderungen des Pflanzenwachstums,

auf den jahreszeitlichen Verlauf der Grundwasserstände zu quantifizieren. Als Zukunftsszenarien sollen dazu die Vorhersagen aus dem Kooperationsprojekt "Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" (KLIWA) des Deutschen Wetterdienstes (DWD), des Landes Baden- Württemberg und des Landes Bayern dienen. Außerdem soll die Eignung der Methode für die Bearbeitung der Problemstellung beurteilt werden.

1.3. Bisherige Erkenntnisse

Es ist ein gängiger Ansatz in der Hydrologie, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Hydrologie mit konzeptionellen und physikalisch basierten hydrologischen Modellen zu simulieren (FONTAINE ET AL., 2001). Die Eingangsgrößen in das hydrologische Modell werden aus atmosphärischen Zirkulationsmodellen gewonnen, deren Ausgangsgrößen mit verschiedenen „downscaling“- Techniken der Skale des hydrologischen Modells angepasst werden (XU ET AL., 2005). Außerdem werden Bewertungen von Kosten, Nutzen und Risiken durch verändertes Wasserhaushaltsmanagement und der Analyse der Auswirkungen von Klimawandel und Landnutzungsänderungen in der Regel auf Einzugsgebietsskala durchgeführt (HATTERMANN ET AL., 2004).

Im Rahmen des KLIWA- Projektes wurden bisher schon einige Untersuchungen zur Auswirkung des Klimawandels auf den regionalen Wasserhaushalt angestellt. Bisher lag das Augenmerk allerdings hauptsächlich auf der Vorhersage der Abflüsse, vor allem im Hinblick auf die Untersuchung von Hoch- und Niedrigwasserabflüssen (KLIWA, 2006).

Ergebnisse der Berechnungen mit Wasserhaushaltsmodellen zeigen, dass sich im Zukunftsszenario die monatlichen mittleren Niedrigwasserabflüsse für das Winterhalbjahr erhöhen werden, was auf eine unveränderte oder sogar auf eine höhere Grundwasserneubildung schließen lässt. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass die Niedrigwasserabflüsse im Sommerhalbjahr, regional unterschiedlich, deutlich abnehmen werden. Dies deutet, v.a. in weiten Teilen Baden- Württembergs, auf eine zukünftige Verschärfung der Niedrigwasserproblematik im Sommer hin. Weiterhin deuten die Ergebnisse auf eine Zunahme der Hochwasserabflüsse, vor allem im Winterhalbjahr hin (KLIWA, 2006).

ECKHARDT und ULBRICH (2003) untersuchten in ihrer Studie die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserneubildung und den Abfluss im Dill- Einzugsgebiet in der Nähe von Gießen mit einem ökohydrologischen Modell. Die Ergebnisse dieser Studien sind, dass sich die mittlere jährliche Grundwasserneubildung und der mittlere Jahresabfluss in diesem Gebiet nur wenig ändern werden, der jährliche Verlauf dieser hydrologischen Größen wird sich hingegen deutlicher verändern: Die winterlichen Niederschläge werden verstärkt als Regen fallen, was im Abfluss zu einer Verringerung des Schneeschmelzpeaks im Frühjahr und zu einer Zunahme des Hochwasserrisikos im Winter führen wird. Im Sommer wird es zu einer Reduktion des Abflusses und der Grundwasserneubildung um bis zu 50 % kommen, was möglicherweise zu Problemen im Zusammenhang mit Wasserqualität, Grundwasserentnahmen und Wasserkraftnutzung führen könnte (ECKHARDT und ULBRICH, 2003). LAHMER ET AL. (2001) schätzen in einer Untersuchung die Auswirkungen des Klimawandels auf zwei mesoskalige Teileinzugsgebiete der Elbe, das

Stepenitz- und das Obere Stör- Einzugsgebiet, mit dem Modellsystem ARC/EGMO ab. Hier wurden – je nach angewandtem Klimaszenario – mittlere jährliche Abnahmen der Perkolation von bis zu 27 % errechnet.

1.4. Methodenauswahl

1.4.1. Vergleich der Methoden

In Tabelle 1.4.1 sind verschiedene Methoden zur Bearbeitung der Fragestellung dargestellt. Im Folgenden sollen die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Methoden diskutiert werden.

Tabelle 1.4.1.: Vergleich der Methoden.

Methoden	Vorteile	Nachteile
Grundwassermodell	genaue Berechnung der Grundwasserstände	Randbedingungen unbekannt
Klimastatistik	wenige Parameter	nichtlineare Dynamik und besondere Datenaufbereitung
Klimaanalogen	längere Zeitreihen	aufwändige Recherche
Hydrologisches Modell	hydrologische Randbedingungen werden berechnet	Modellunsicherheiten und Vereinfachung

Um den zeitlichen Verlauf von Grundwasserständen vorherzusagen, wäre es optimal, ein numerisches Grundwassermodell des Zartener Beckens zu erstellen, da hier sowohl Aquifergeometrie als auch die Verteilung der Werte der hydraulischen Leitfähigkeit optimal berücksichtigt werden können. Allerdings werden hierfür Randbedingungen als Eingabe in das Modell benötigt. Die Annahme von Randbedingungen, wie Grundwasserneubildung oder seitlicher Zuflüsse, ist allerdings gerade im Hinblick auf zukünftige Szenarien besonders problematisch, da ja gerade die hydrologischen Randbedingungen Veränderungen im Grundwasserregime hervorrufen werden. Diese Randbedingungen mit einem hydrologischen Modell zusätzlich zu berechnen, würde den Rahmen dieser Diplomarbeit sprengen. Die Abschätzung dieser Randbedingungen hätte wiederum Ungenauigkeiten zur Folge.

Statistische Ansätze, wie die Zeitreihenanalyse vorhandener Datenreihen, stellen grundsätzlich auch eine Möglichkeit dar, die Auswirkung von Klimawandel auf hydrologische Größen zu beurteilen. Ein Vorteil dieser Methode gegenüber Modellierungstechniken ist, dass nur die zu analysierenden Zeitreihen für eine Aussage benötigt werden und nicht eine ganze Reihe von Parametern, die aufwändig gemessen oder errechnet werden müssen. Die Datenreihen bedürfen dabei einer besonderen Aufbereitung und einer sorgfältigen Prüfung. Die zweidimensionale Verteilung der Grundwasserspiegelstände dürfte sich hierbei als ein Problem darstellen. Daher müssten nur für das Gebiet repräsentative Grundwassermessstellen ausgesucht werden, was die Aussagekraft der Ergebnisse wiederum einschränken würde. In einer weiteren Diplomarbeit sollen hydrologische Datenreihen in dem Untersuchungsgebiet statistisch untersucht werden. Die Ergebnisse daraus können dann mit den Ergebnissen dieser Arbeit verglichen werden.

Eine weitere Methode zur Bearbeitung der Fragestellung ist es, Korrelationen zwischen Grundwasserständen der Vergangenheit und damaligen klimatischen Situationen herzustellen. Diese paläohydrologische Methode wurde bisher hauptsächlich im Zusammenhang mit oberirdischen Abflüssen angewandt z.B. von JACOBET ET AL. (2003), um eine verbesserte Hochwasserstatistik zu erstellen. Prinzipiell ist diese Herangehensweise auch für Grundwasserstände möglich, allerdings könnte sich die Datenbeschaffung als problematisch erweisen.

Ein Kompromiss ist die Anwendung eines hydrologischen Modells, welches ein Grundwassermodul enthält. Hierbei wird die Hydrologie des zu untersuchenden Gebietes auf Einzugsgebietsskala behandelt, und somit kann die Einzugsgebietsreaktion auf veränderte atmosphärische Bedingungen ganzheitlich erfasst werden. Allerdings müssen durch die vereinfachte Darstellung der Grundwasserdynamik mit einem einfachen, in ein hydrologisches Modell integriertes Grundwassermodul, zusätzliche Ungenauigkeiten in Kauf genommen werden.

Für die Bearbeitung der Fragestellung dieser Diplomarbeit wurde das Flussgebietsmodell SWAT (Soil and Water Assessment Tool) ausgewählt, welches ein einfaches Grundwassermodul beinhaltet.

1.4.2. Begründung der Methodenauswahl

Die im Rahmen des Projektes KLIWA modellierten Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Süddeutschland wurden auf Basis der ansteigenden Lufttemperatur, aufgrund der ansteigenden Emission von Treibhausgasen und der Niederschlagshöhe erstellt. Weiterhin gingen die Klimaparameter relative Luftfeuchte, Luftdruck, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit ein (KLIWA, 2006).

Dabei wurde allerdings nicht berücksichtigt, dass sich der steigende CO_2 -Gehalt der Atmosphäre nicht nur auf die Lufttemperatur auswirken wird, sondern auch auf das Pflanzenwachstum. Für das Wachstum der Pflanzen ist CO_2 ein Minimumfaktor - ein höherer Gehalt in der Atmosphäre wird also auch ein verstärktes Pflanzenwachstum verursachen, wie NORBY ET AL. (1999) in Feldstudien nachweisen konnten, und somit eine höhere Transpiration, was sich wiederum auf den Wasserhaushalt auswirken wird.

Allerdings hat der steigende CO_2 -Partialdruck der Atmosphäre auch eine Reduktion der Transpiration zur Folge, was dem voraussichtlich ansteigenden Anteil der Verdunstung aufgrund höherer Lufttemperaturen und zeitweise geringerer Niederschläge entgegenwirkt (FONTAINE ET AL., 2001). Grund dafür ist, dass die Stomata, um die gleiche Menge an CO_2 aufzunehmen, aufgrund der höheren CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre insgesamt weniger geöffnet sind, und somit auch weniger Wasserdampf aus den Stomata in die Atmosphäre entweicht.

Im Modell SWAT sind Simulationsalgorithmen enthalten, die Biomasseproduktion, Pflanzenwachstum, Evapotranspiration und die Reduktion der Transpiration aufgrund der atmosphärischen CO_2 -Anreicherung berücksichtigen (FONTAINE ET AL., 2001).

Das Modell SWAT wurde entwickelt, um die Verwaltung von Wasserressourcen zu erleichtern, indem verfügbare Wassermengen abgeschätzt werden. Der Fokus der Modellentwicklung lag dabei auf dem Einfluss von Klima- und Landnutzungsänderungen, Wasserqualität und Sedimenttransport, Flexibilität in der Einzugsgebiets-

diskretisierung und der kontinuierlichen Simulation (ARNOLD und FOHRER, 2005). Vor allem im Hinblick auf die Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels und von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt wurde das Modell SWAT vielfach angewandt, da bei der Berechnung der Einzugsgebietsreaktion die Verteilung der Landnutzung im Gebiet mit einbezogen wird und da mit dem sogenannten „Weather Generator“ künstliche Eingangsdaten unter Zugrundelegung ihrer statistischen Eigenschaften erzeugt werden können.

So zum Beispiel FONTAINE ET AL. (2001), die SWAT anwandten, um den Einfluss möglicher CO₂-, Lufttemperatur- und Niederschlagsänderungen auf den Abfluss im Spring Creek Einzugsgebiet in South Dakota, USA zu erforschen. ROSENBERG ET AL. (1999) wandten SWAT in Kombination mit HUMUS („Hydrologic Unit Model for the United States“) an, um den möglichen Einfluss der globalen Erwärmung auf die Hydrologie der Region des Ogallala Aquifers zu erforschen.

SWAT kam außerdem zum Einsatz, um Grundwasserneubildung und daraus resultierend Basisabfluss und Grundwasserspiegeldynamik abzuschätzen:

In ARNOLD ET AL. (2000) wurde das Modell SWAT im Einzugsgebiet des Oberen Mississippi angewandt, um Basisabfluss und Grundwasserneubildung abzuschätzen und mit zwei weiteren Methoden, einer Ganglinienseparation und einer Auswertung der Rezessionskurve, verglichen. Die Modellvalidierung lieferte dabei zufriedenstellende Ergebnisse und die unterschiedlichen Methoden ergaben generell übereinstimmende Resultate (ARNOLD ET AL., 2000).

Auch in den oberen Einzugsgebieten der Liverpool Plains in Australien wurde SWAT von SUN und CORNISH (2005) zur Abschätzung der Grundwasserneubildung in den flachen Aquifer benutzt. In diesem Gebiet werden Schwankungen der Grundwasserneubildung hauptsächlich durch das Klima gesteuert, nicht durch Landnutzungsänderungen. SUN und CORNISH (2005) heben die Eignung des Modells für die Abschätzung räumlicher und zeitlicher Grundwasserneubildungsverteilung auf Einzugsgebietsskala als Alternative zur Modellierung auf Standortsskala hervor.

1.5. Fazit

Vor allem auf regionaler und lokaler Skale ist es wichtig, die Auswirkungen des Klimawandels zu erforschen. Für Süddeutschland wurden bereits im Rahmen des Projektes KLIWA Untersuchungen hierzu angestellt. Allerdings konzentrieren sich die Aussagen hieraus auf die zukünftige Entwicklung der Hoch- und Niedrigwasserabflüsse, nicht auf das Grundwasserregime.

Für die Bearbeitung der Fragestellung wurde das Flussgebietsmodell SWAT ausgewählt, welches ein einfaches Grundwassermodul enthält. Dieses Modell wurde schon vielfach für die Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels angewandt, da es neben den veränderten Klimafaktoren auch deren Auswirkungen auf Pflanzenwachstum und Landnutzung berücksichtigen kann. Weiterhin können mit dem „Weather Generator“, der in das Modell integriert wurde, künstliche Eingangszeitreihen in das Modell erzeugt werden. Die Basis für die Erzeugung der zukünftigen Zeitreihen der Klimavariablen bilden dann die Zukunftsszenarien aus KLIWA.

Eine Modellierung auf Einzugsgebietsskala ist sinnvoll, denn somit kann die Einzugsgebietsreaktion auf veränderte atmosphärische Bedingungen in seiner Gesamt-

heit erfasst werden.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage und Topographie

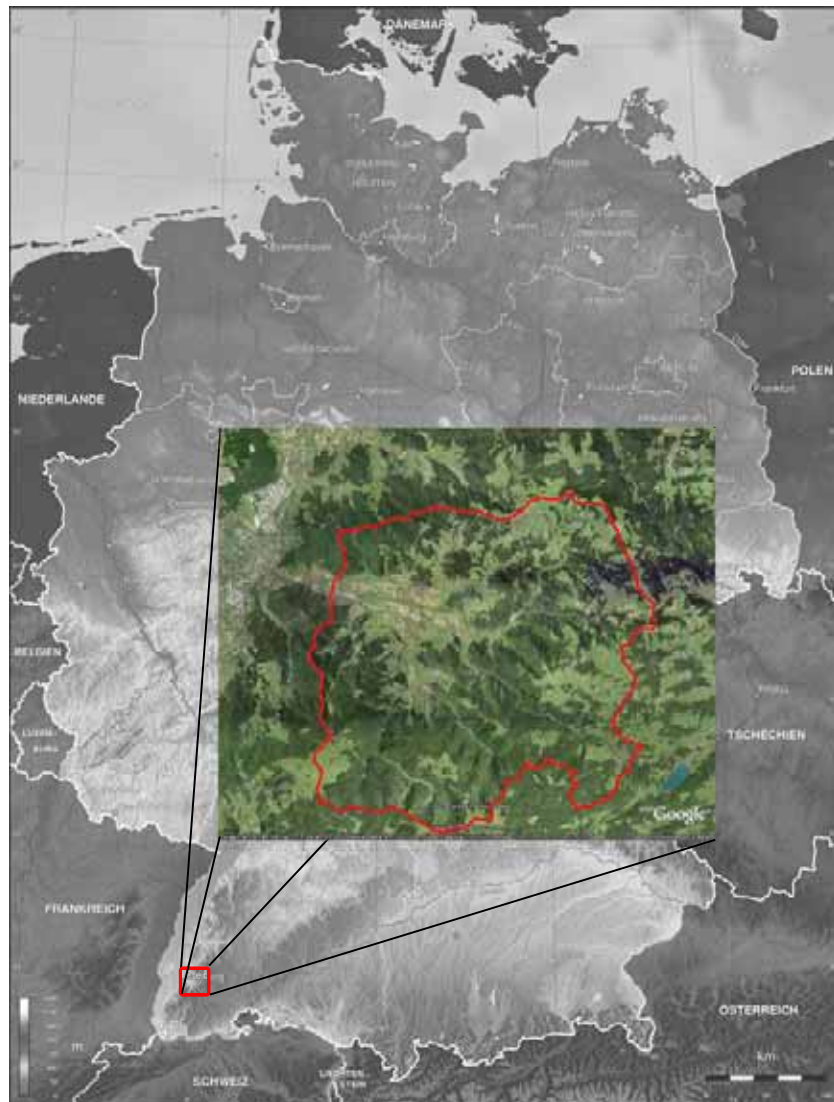


Abbildung 2.1.1.: Lage des Untersuchungsgebietes; aus URL1 (2007) und URL2 (2007), verändert.

Das Untersuchungsgebiet Zartener Becken liegt östlich von Freiburg im Dreisamtal und wird von den Höhenzügen des Schwarzwaldes umgeben (HERDEG, 1993). Die genaue Lage des Modellgebietes ist in Abbildung 2.1.1 dargestellt. Das oberirdische Dreisameinzugsgebiet hat bis zum Pegel Ebnet eine Fläche von 258 km^2 und ist damit der hydrologischen Mesoskala zuzuordnen. Der topographisch tiefste Punkt ist

der Pegel Ebnet mit 308,29 m ü. NN, der höchste Punkt ist der Feldberg mit 1493 m ü. NN. Die mittlere Einzugsgebietshöhe beträgt ca. 775 m ü. NN. Bedeutende Zuflüsse zur Dreisam, welche in den Rhein entwässert, sind Rotbach und Wagensteigbach, deren Zusammenfluss die Dreisam entstehen lässt, Eschbach vom Norden her und Krummbach (oder Zastlerbach) und Brugga aus dem Süden (Abb. 2.1.2).

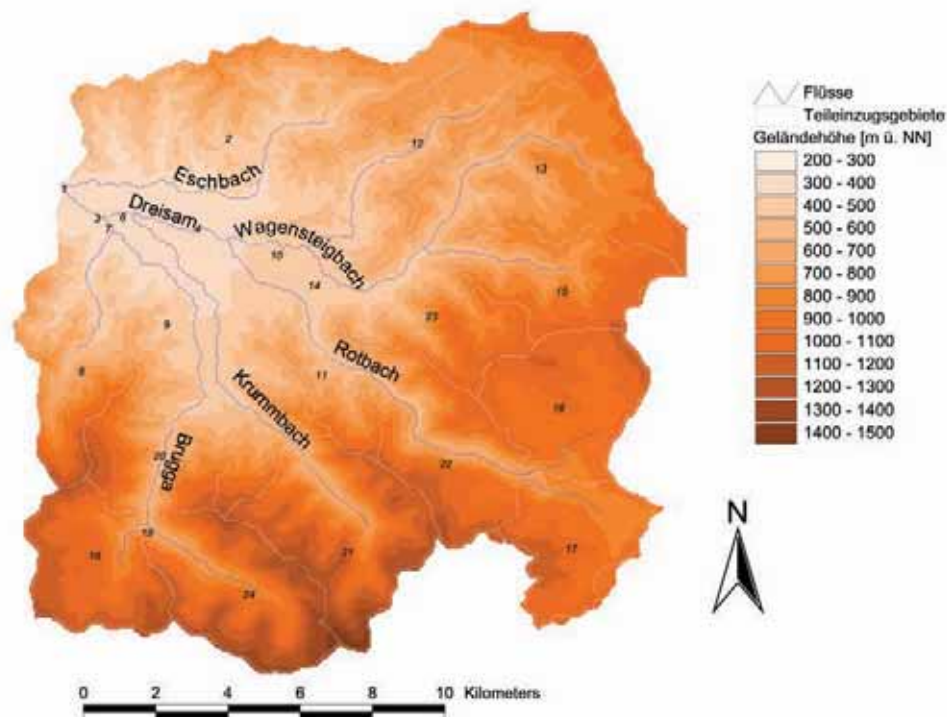


Abbildung 2.1.2.: Digitales Geländemodell und Teileinzugsgebiete.

2.2. Klimatische Verhältnisse

Das Dreisameinzugsgebiet liegt im Bereich der zyklonalen Westwinde und das Klima in diesem Gebiet gehört zu den kühl gemäßigten Übergangsklimaten. Generell ist eine Zunahme der mittleren Jahresniederschläge mit der Höhe zu beobachten. Dieser Effekt kann aber lokal beispielsweise von Luv- Lee- Effekten überdeckt werden (UHLENBROOK, 1999). Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt (FRIEG, 1987), wobei die Maxima in den tieferen Einzugsgebietslagen in den Sommermonaten auftreten, mit zunehmender Höhenlage tritt jedoch ein sekundäres Wintermaximum auf, welches das Sommermaximum übertreffen kann (UHLENBROOK, 1999). In Abbildung 2.2.1 wird dies deutlich veranschaulicht.

Für obige Darstellung wurden exemplarisch unterschiedliche Niederschlagsstationen in unterschiedlichen Höhenlagen ausgewählt. Die Lage dieser Stationen im Ein-

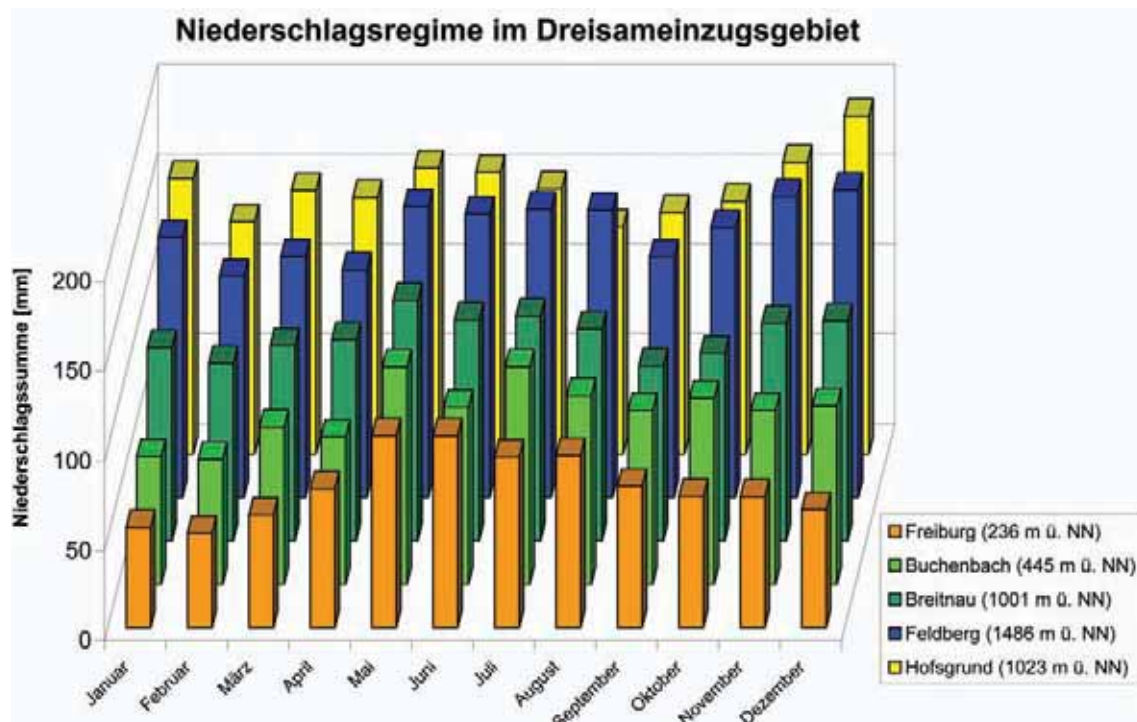


Abbildung 2.2.1.: Niederschlagsregime im Dreisameinzugsgebiet.

zugsgebiet ist in Abbildung 4.1.3 (S. 31) zu sehen. Lediglich die Messstation Freiburg befindet sich außerhalb des Einzugsgebietes im Stadtgebiet Freiburgs. Die in Abbildung 2.2.1 dargestellten mittleren monatlichen Niederschlagssummen wurden aus den Zeitreihen gewonnen, die für diese Diplomarbeit zur Verfügung standen: für die Stationen Freiburg, Breitnau und Feldberg liegen Zeitreihen von 1961 bis 2007 zugrunde, für Buchenbach eine Zeitreihe von 1991 bis 2007 und für Hofgrund eine Zeitreihe von 1975 bis 1999.

2.3. Landnutzung

Eine Einzugsgebietsanalyse ergab, dass ca. 3 % der Einzugsgebietsfläche urbanes Gebiet, ca. 61 % des Gebietes bewaldet und ca. 36 % Grünland und Ackerland sind. Die Grundlage für diese Einzugsgebietsanalyse bildeten Daten aus dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (WaboA) (LUBW, 2007). Die breite Schotterebene des Zartener Beckens wird hauptsächlich ackerbaulich und als Grünland genutzt (HERDEG, 1993), die angrenzenden Hänge des Schwarzwaldes sind bewaldet. Eine Karte der Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet ist in Kapitel 4 zu sehen (Abb. 4.1.1, S. 29).

2.4. Pedologische Verhältnisse

Die Schotteroberflächen der Niederterrassen sind mit maximal 1 m mächtigem älterem Hochflutlehm überdeckt, und in den in die Niederterrasse eingetieften Flußauen wurde holozäner Auenlehm abgelagert (EHRMINGER, 1993). Auf die Verteilung der

Leitbodengesellschaften im Einzugsgebiet und deren für die Modellierung benötigten Parameter wird in Kapitel 4 näher eingegangen (siehe Abb. 4.1.2, S. 30). Ca. 32 % der Einzugsgebietsfläche bestehen aus stellenweise podsoligen Braunerden, die sich aus sandig- lehmigen Schuttdecken gebildet haben. Dominant sind stellenweise humose Braunerden aus sandig- lehmigen Fließerden und Schuttdecken, sowie stellenweise Geschiebelehm (17 %) und stellenweise podsolige oder humose Braunerden aus sandig- lehmigen Schuttdecken (17 %).

2.5. Geologische und hydrogeologische Verhältnisse

Im Bereich des Zartener Beckens stehen fluvioglaziale Schotter an, deren Mächtigkeit im Osten des Zartener Beckens bei über 55 m liegt. Der östliche Teil des Zartener Beckens wird der würmeiszeitlichen Schotterfläche (Niederterrasse) zugeordnet. Dabei werden die quartären Lockersedimente gegliedert in den häufig unverwitterten oberen würmzeitlichen Horizont, welcher deshalb auch als „frischer“ Kies bezeichnet wird, und den pleistozänen, basalen Horizont, der aufgrund des hohen Verwitterungsgrades auch als „fauler“ Kies bezeichnet wird (EHRMINGER, 1993).

Der jüngerpleistozäne und durchlässigere „frische“ Kies im Zartener Becken ist auch wegen seiner größeren Mächtigkeit im Vergleich zum „faulen“ Kies als Hauptgrundwasserleiter zu bezeichnen. Die Mächtigkeit des Hauptgrundwasserleiters nimmt von Norden nach Süden hin ab. Die mittleren Flurabstände liegen im nördlichen Tal zwischen 10 und 35 m, im südlichen Tal hingegen bei 3 bis 10 m, aufgrund der tiefer liegenden Basis des „frischen“ Kiesel und der höheren hydraulischen Durchlässigkeiten im Norden (EHRMINGER, 1993).

Da die Aquiferbasis schwächer nach Westen einfällt als die Geländetopographie und aufgrund des sich verengenden Talquerschnittes, sind die größten Flurabstände im Osten des Zartener Beckens aufzufinden (EHRMINGER, 1993). Unter den Sedimenten des Zartener Beckens liegen wasserstauende Schichten des Paläozoikums, bestehend aus Gneisen, Anatexiten und Graniten (EHRMINGER, 1993).

Aufgrund isopenhydrologischer Untersuchungen teilt HERDEG (1993) das Grundwasserfließsystem in einen nördlichen und einen südlichen Teil ein, wobei im nördlichen Teil mittlere Verweilzeiten des Grundwassers von 2 bis 4 Jahren vorzufinden sind, und im südlichen Teil Verweilzeiten von 1 bis 1,5 Jahren. Auch die größeren Mächtigkeiten im nördlichen Teil (Abb. 2.5.1), machen eine solche Aufteilung des Grundwasserfließsystems sinnvoll. In Abbildung 2.6.3 ist Pegel Pe29 dem südlichen Grundwasserfließsystem zuzuordnen, während die restlichen Grundwasserpegel im nördlichen Teil liegen.

Das Gneis- Anatexit- Gebirge ist in den höheren Lagen des Einzugsgebietes anstehend. Hierbei handelt es sich um einen Kluftgrundwasserleiter, dessen hydraulische Leitfähigkeit stark von der Klüftung abhängt und zwischen 10^{-10} und 10^{-5} m/s schwankt (UHLENBROOK, 1999). An den Hängen des Schwarzwaldes haben sich aus periglazialen Schutt stellenweise Deckschichten gebildet. Dabei ist von mehreren räumlich begrenzten Hanggrundwasserleitern auszugehen, die auf dem Grundgebirge aufliegen und die vergleichsweise hohe Durchlässigkeitswerte aufweisen. Aber auch

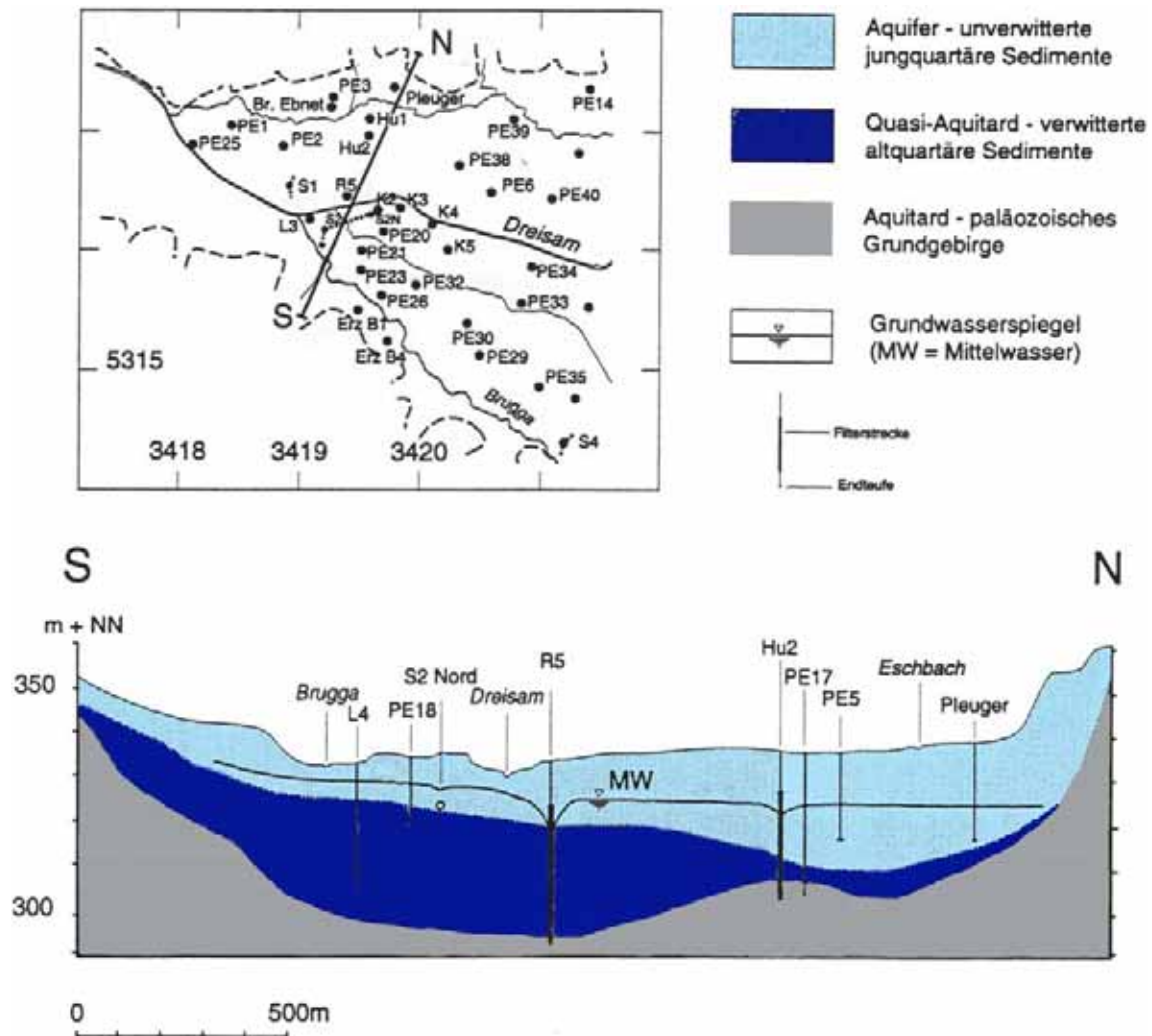


Abbildung 2.5.1.: Geologischer Schnitt durch das Zartener Becken. Verändert nach EHRMINGER (1993).

hier kann die Durchlässigkeit stark variieren in Abhängigkeit von der Korngrößenzusammensetzung (UHLENBROOK, 1999).

2.6. Hydrologie

Nach UHLENBROOK (1999) handelt es sich beim Einzugsgebiet der Dreisam um ein charakteristisches Einzugsgebiet des kristallinen Grundgebirges. Es sind hier große Differenzen zwischen mittlerem Abfluss und mittlerem Hochwasserabfluss am Pegel Ebnet, also am Gebietsauslass des Untersuchungsgebietes, zu beobachten, was auf eine geringe Speicherfähigkeit des Gesteins und auf den Einfluss schnellerer Abflusskomponenten hindeutet. Dies konnte UHLENBROOK (1999) in seiner Arbeit anhand verschiedener tracerhydrologischer Untersuchungen nachweisen: 70 % des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet der Brugga stammen aus Hanggrundwasserspeichern mit einer mittleren Verweilzeit von 2 bis 3 Jahren.

Das Abflussregime der Pegel im Dreisameinzugsgebiet zeigt ein durch Schnee-

schmelze und Regenniederschlag beeinflusstes nivo-pluviales Regime auf, und ist somit ein komplexes Regime ersten Grades (UHLENBROOK, 1999).

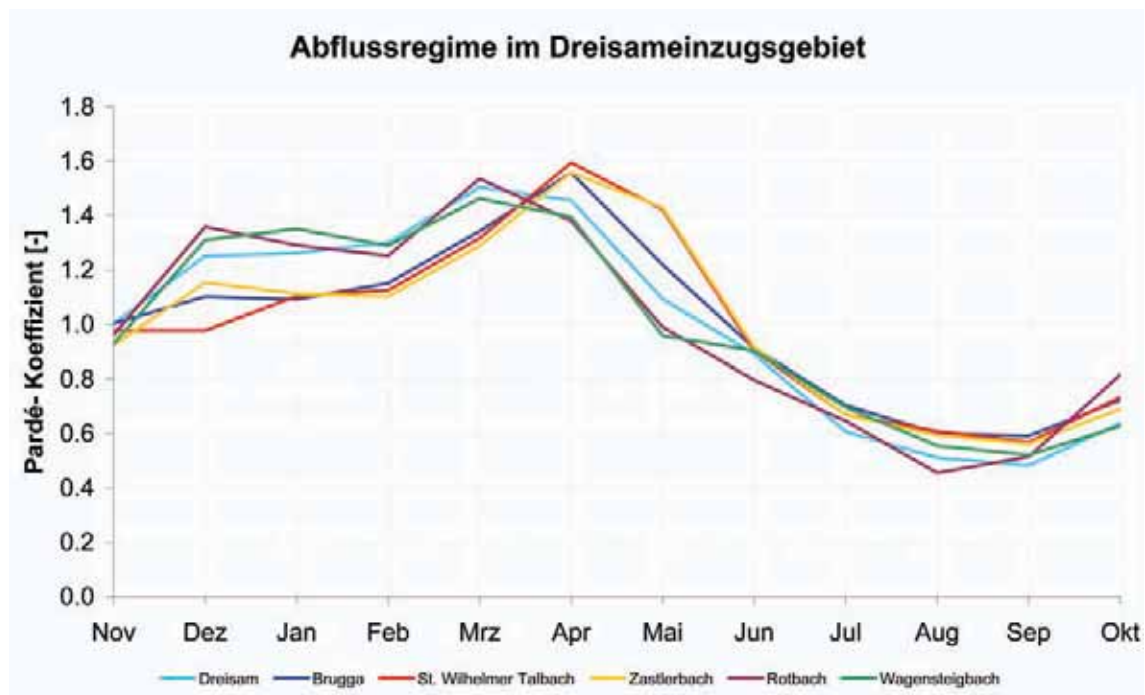


Abbildung 2.6.1.: Abflussregime im Dreisameinzugsgebiet.

Abbildung 2.6.1 zeigt die Abflussregime des Dreisameinzugsgebietes und der gemessenen Teileinzugsgebiete im Dreisamgebiet. Datengrundlage für die Erstellung dieser Grafik waren die gemessenen Abflusszeitreihen an den Pegeln Ebnet (1940 - 2007), Brugga (Oberried) (1933 - 2007), Pegel St. Wilhelmer Talbach (1954 - 2007), Pegel Zastler (1954 - 2007), Pegel Falkensteig (1978 - 2007) und Pegel Wiesneck (1945 - 1996).

Dabei fällt auf, dass das Maximum des jährlichen Abflussregimes der tiefer liegenden Teileinzugsgebiete Rotbach und Wagensteigbach sowie Dreisam schon im März auftritt, während das Maximum der höher gelegenen Teileinzugsgebiete Brugga, St. Wilhelmer Talbach und Zastlerbach im April liegt. Grund dafür ist die früher einsetzende Schneeschmelze aufgrund der höheren Lufttemperaturen in tieferen Lagen. Infolge des höheren Wasserbedarfs der Pflanzen treten minimale Werte des jährlichen Abflussregimes in den Sommermonaten Juli bis September auf (UHLENBROOK, 1999). Die relativ hohen Abflüsse in den Wintermonaten erklärt UHLENBROOK (1999) anhand der feuchten und warmen Luftmassen vom Typ „zyklonal-west“, die auch flüssige Niederschläge in höheren Lagen erzeugen und die in Kombination mit Schneeschmelze zu hohen Abflüssen führen können. Im Vergleich zu den höher gelegenen Teileinzugsgebieten verläuft die Regimekurve des Dreisameinzugsgebietes ausgeglichener, was auf den Grundwasserspeicher Zartener Becken zurückzuführen ist (UHLENBROOK, 1999).

Abbildung 2.6.2 zeigt die langjährige Wasserbilanz des Untersuchungsgebietes auf. Die dargestellten Werte wurden von FRIEG (1987) auf Grundlage der hydrologischen Jahre 1952 - 1984 ermittelt. Die Gebietsniederschläge wurden zum Teil nach dem

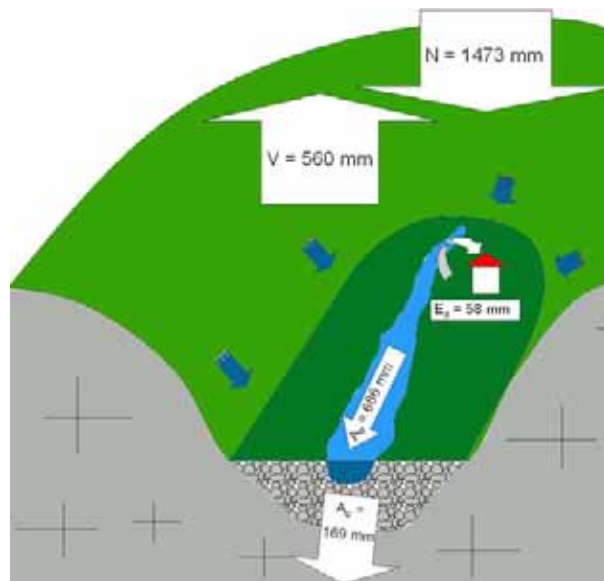


Abbildung 2.6.2.: Langjährige Wasserbilanz des Dreisameinzugsgebietes. Nach FRIEG (1987).

Polygonverfahren nach Thiessen mit Ergänzungen von Horton und zum Teil mit dem Sammelgebietsverfahren bestimmt. Aus den jährlichen Gebietsniederschlägen wurde dann für den oben genannten Zeitraum das arithmetische Mittel gebildet (FRIEG, 1987). Die Verdunstung wurde von FRIEG (1987) nach Thornthwaite berechnet. Den unterirdischen Abfluss schätzt FRIEG (1987) anhand der Differenz von Niederschlag und den am Pegel Ebnet gemessenen Abfluss, der mit dem von UHLENBROOK (1999) angegebenen MQ von $5,63 \text{ m}^3/\text{s}$ gut übereinstimmt, sowie der berechneten Verdunstung und der bekannten anthropogenen Entnahmen, die am Pegel vorbei aus dem Gebiet abgeführt werden.

Die Quantifizierung des unterirdischen Abflusses wird durch den Wechsel der Dreisam von influenten zu effluenten Verhältnissen im Bereich der Gemeinde Ebnet erschwert (EHRMINGER, 1993).

In Abbildung 2.6.3 ist der mittlere jahreszeitliche Verlauf einiger Grundwassermessstellen im Zartener Becken dargestellt. Zu beachten ist, dass hier von den mittleren monatlichen Grundwasserständen der Jahre 1990 bis 2000 der mittlere Jahresgrundwasserstand abgezogen wurde, um eine bessere Vergleichbarkeit der Grundwasserstände zu gewährleisten und um die Abweichung vom mittleren Wert anschaulicher darzustellen. Pegel Pe29, der dem südlichen Grundwasserfließsystem zugeordnet wird, weist hier im Gegensatz zu den nördlich gelegenen Pegeln größere Schwankungen auf.

Da in den Sommermonaten aufgrund der hohen Evapotranspiration so gut wie keine direkte Grundwasserneubildung stattfindet (HERDEG, 1993), sinken die Grundwasserstände während der Vegetationsphase ab, wie in Abbildung 2.6.3 gut zu sehen ist. Die hohen Niederschläge in den Sommermonaten Mai und Juni allerdings führen teilweise zu einem kleinen Wiederanstieg der Grundwasserstände auch während der Sommermonate (EHRMINGER, 1993). Die Maxima in den Monaten Januar und Februar sind dann vermutlich sowohl auf die hohe direkte Neubildung aufgrund der geringen Evapotranspiration, als auch auf die hohe indirekte Neubildung, bedingt durch die hohen winterlichen Abflüsse, zurückzuführen.

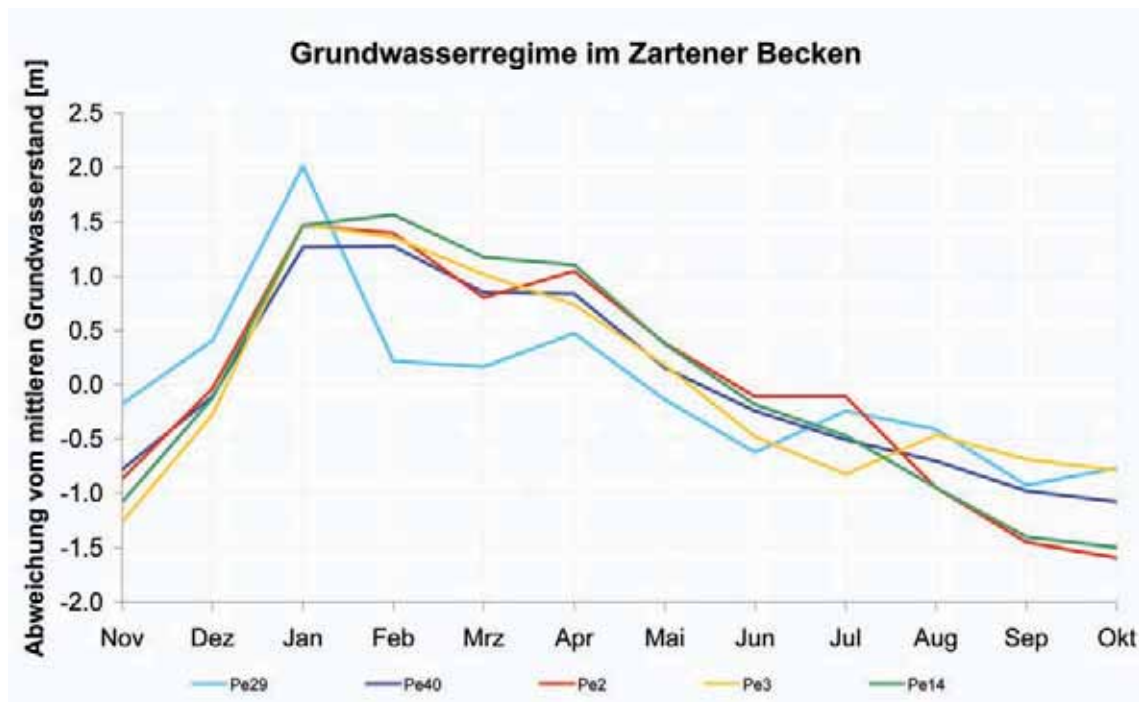


Abbildung 2.6.3.: Grundwasserregime ausgewählter Grundwasserpegel im Zartener Becken.

In den umliegenden Hängen des Schwarzwaldes findet nur eine geringe Grundwasserneubildung in den tiefen Aquifer statt. Die Einzugsgebiete des Schwarzwaldes entwässern hauptsächlich oberflächlich bzw. oberflächennah in das Zartener Becken (HERDEG, 1993). Diese Seitenzuflüsse infiltrieren dann zu einem erheblichen Teil in das Zartener Becken (HERDEG, 1993) und tragen somit zur indirekten Grundwasserneubildung bei. Der Anteil der indirekten Grundwasserneubildung an der gesamten Grundwasserneubildung im Zartener Becken beträgt nach HERDEG (1993) etwas mehr als 70 %, wobei natürlich die Verteilung der Anteile räumlich stark variiert.

EHRMINGER (1993) wandte im Rahmen seiner Dissertation das numerische Strömungs- und Transportmodell TRANSSIN-II auf das Zartener Becken an. Mit diesem Simulationsprogramm stellte Ehrminger (1993) die zeitliche Entwicklung der in den Aquifer ein- und austretenden Wassermengen für den Zeitraum von Februar 1987 bis Juni 1988 dar. Dabei wurden die Anteile des Uferfiltrates und der Grundwasserneubildung aus Niederschlag am Grundwasser quantifiziert. Die flächenhafte Grundwasserneubildung durch Sickerwasser ist danach während des Frühjahrs und beginnenden Sommers dominant, während der Anteil des Uferfiltrates gleichmäßiger verläuft, wobei der Einfluss nach einer sommerlichen Trockenperiode zunimmt (EHRMINGER, 1993).

2.7. Fazit

Das Zartener Becken, aus dem ca. 80 % der Wasserversorgung Freiburgs stammen, liegt im mesoskaligen Einzugsgebiet der Dreisam. Hierbei handelt es sich um ein typisches Einzugsgebiet des kristallinen Grundgebirges, dessen Klima zu den kühl gemäßigten Übergangsklimaten gerechnet wird.

Der bedeutendste Grundwasserspeicher wird aus den unverwitterten jungquartären Sedimenten des Zartener Beckens gebildet.

Die mittleren Verweilzeiten in den höher gelegenen Einzugsgebieten des Schwarzwaldes liegen nach UHLENBROOK (1999) für 70 % des Gesamtabflusses zwischen 2 und 3 Jahren, für 20 % zwischen 6 und 9 Jahren (kristalliner Kluftgrundwasserleiter) und für 10 % im Bereich von wenigen Tagen (Direktabfluss). Die Verweilzeiten im Grundwasserspeicher des Zartener Beckens betragen 2 bis 4 Jahre für den nördlichen Teil und 1 bis 1,5 Jahre für den südlichen Teil (HERDEG, 1993).

Der Anteil der indirekten Grundwasserneubildung, durch Versickerung der Seitenzuflüsse aus dem Schwarzwald, macht an der gesamten Grundwasserneubildung im Zartener Becken mit ca. 70 % den Hauptteil aus. Die Anteile schwanken allerdings sowohl räumlich, als auch zeitlich: im Norden des Untersuchungsgebietes ist der Anteil des Uferfiltrates geringer als im Süden und in den niederschlagsreichen Wintermonaten, sowie während der niederschlagsreichen Monate Mai und Juni, nimmt der Einfluss der direkten Grundwasserneubildung zu.

3. Methoden

3.1. Modellierung mit AVSWAT-X

3.1.1. Allgemeine Modellbeschreibung

SWAT steht für „Soil and Water Assessment Tool“ und ist ein Flussgebietsmodell, welches von Dr. Jeff Arnold für den zum „United States Department of Agriculture“ gehörenden „Agricultural Research Service“ entwickelt wurde, um den Einfluss der Landnutzung auf Abfluss, Sedimentfracht und gelöste Fracht über lange Zeiträume vorherzusagen. SWAT ist ein physikalisch basiertes, konzeptionelles Modell, wobei spezifische Eingabedaten zu Wettergeschehen, Bodenbeschaffenheit, Topographie, Vegetation und Landnutzung im Einzugsgebiet benötigt werden. Daher lässt sich der relative Einfluss veränderter Inputdaten wie zum Beispiel veränderte Landnutzung oder Klimaveränderung auf Wasserqualität, Wasserquantität oder andere hydrologische Größen quantifizieren. Da SWAT für Simulationen über lange Zeiträume angelegt ist, ist es nicht dazu geeignet, einzelne Abflussereignisse detailliert zu simulieren. Das Modell ist im Netz frei verfügbar und es wurden Schnittstellen für das Modell zu Windows, GRASS und ArcView entwickelt. AVSWAT-X ist die neueste Modellversion, welche in ArcView integriert wurde (NEITSCH ET AL., 2005).

Die Simulation der Hydrologie eines Einzugsgebietes wird unterteilt in die Landphase des hydrologischen Kreislaufes, welche die Abflussmenge bestimmt, und in die Routingphase des hydrologischen Kreislaufes, welche den Wellenablauf im Gerinne beschreibt. Der in SWAT simulierte hydrologische Kreislauf basiert auf der Wasserbilanzgleichung:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (3.1.1)$$

wobei SW_t der sich ergebende Bodenwassergehalt ist, SW_0 der Anfangsbodenwassergehalt, t die Zeit in Tagen, R_{day} die Regenmenge, Q_{surf} die Menge des oberflächlich abfließenden Wassers, E_a die aktuelle Evapotranspiration, w_{seep} die infiltrierende Wassermenge und Q_{gw} die Basisabflussmenge (NEITSCH ET AL., 2005).

Das Einzugsgebiet kann weiter in Teileinzugsgebiete und "Hydrological Response Units" (HRU's) unterteilt werden, wobei die Wasserbilanzgleichung dann für jede HRU errechnet wird. Dies ermöglicht dann beispielsweise eine bessere Darstellung der Evapotranspiration aufgrund von Vegetation und Böden, was besonders im Hinblick auf die Modellierung der Auswirkung des Klimawandels von Vorteil ist (Abb.3.1.1) (NEITSCH ET AL., 2005).

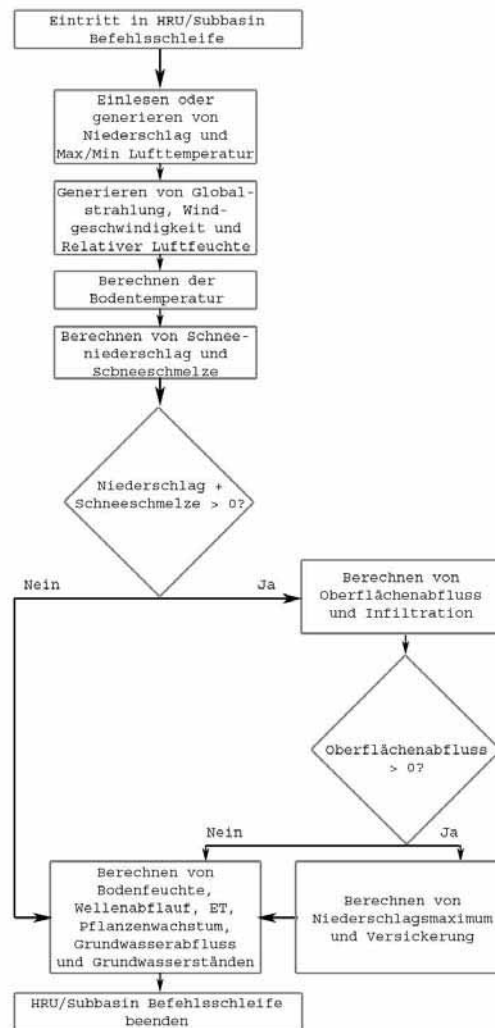


Abbildung 3.1.1.: Befehlsschleife für Teileinzugsgebiete in SWAT. Verändert nach NEITSCH ET AL. (2005).

3.1.2. Eingangsdaten und Modellierung der Kompartimente

3.1.2.1. Klima

Die Klimadaten, die als Eingangsdaten in das Modell erforderlich sind, sind tägliche Niederschlagshöhe, maximale und minimale Lufttemperatur, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte. Als Klimaeingangsdaten können sowohl gemessene Daten, als auch durch eine Simulation generierte Daten benutzt werden (NEITSCH ET AL., 2005).

In SWAT ist ein sogenannter „Weather Generator“ integriert. Dieser generiert anhand statistischer Eigenschaften gemessener Zeitreihen der Klimavariablen künstliche Zeitreihen. Mit diesen künstlich erzeugten Zeitreihen können Datenlücken aufgefüllt werden, oder Zukunftsszenarien geschaffen werden. Tabelle 3.1.1 gibt eine Übersicht über die für den „Weather Generator“ benötigten statistischen Werte. Der Niederschlag kann dabei mit Markov- Ketten erster Ordnung generiert werden (ARNOLD ET AL., 1993).

Dafür müssen monatliche Niederschlagswahrscheinlichkeiten für den Fall eines

Tabelle 3.1.1.: Statistische Parameter zur Berechnung künstlicher Klimazeitreihen in SWAT.

Bezeichnung in SWAT	Beschreibung
RAIN_YRS	Länge der Niederschlagszeitreihe zur Ermittlung der maximalen Halbstundenniederschläge in Jahren
TMPMX(mon)	Mittlere maximale tägliche Lufttemperatur eines Monats in °C
TMPMN(mon)	Mittlere minimale tägliche Lufttemperatur eines Monats in °C
TMPSTDMX(mon)	Standardabweichung der mittleren maximalen täglichen Lufttemperatur eines Monats in °C
TMPSTDMN(mon)	Standardabweichung der mittleren minimalen täglichen Lufttemperatur eines Monats in °C
PCPMM(mon)	Mittlere Niederschlagshöhe eines Monats in mm
PCPSTD(mon)	Standardabweichung der mittleren Niederschlagshöhe eines Monats in mm
PCPSKW(mon)	Schiefekoeffizient der mittleren Niederschlagshöhe eines Monats
PR_W(1,mon)	Auftretenswahrscheinlichkeit eines Niederschlags-tages nach einem trockenen Tag eines Monates
PR_W(2,mon)	Auftretenswahrscheinlichkeit eines Niederschlags-tages nach einem Niederschlagstag eines Monates
PCPD(mon)	Mittlere Anzahl von Niederschlagstagen eines Monates
RAINHHMX(mon)	Maximaler Halbstundenniederschlag eines Monates in mm
SOLARAV(mon)	Mittlere Globalstrahlung eines Monates in MJ/m ² d
DEWPT(mon)	Mittlere tägliche Taupunkttemperatur eines Monates in °C
WNDV(mon)	Mittlere tägliche Windgeschwindigkeit eines Monates in m/s

Boden spielt zusätzlich noch die Bodentemperatur eine Rolle (NEITSCH ET AL., 2005).

Bei der Curve Number Methode wird der Interzeptionsspeicher in die Berechnung des Oberflächenabflusses mit einbezogen. Wird der Ansatz nach Green und Ampt verwendet, so muss der Interzeptionsspeicher separat modelliert werden. Als Input wird dafür die maximale Speicherkapazität bei maximaler Blättflächendichte für die jeweilige Landnutzungsform benötigt (NEITSCH ET AL., 2005).

3.1.2.3. Wiederverteilung im Boden

Das Modell berechnet die Evapotranspiration von Böden und Pflanzen separat, wobei die potentielle Bodenevaporation als eine Funktion der potentiellen Evapotranspiration und des Blattflächenindex berechnet wird. Die potentielle Evapotranspiration kann auf drei verschiedenen Wegen berechnet werden: nach Hargreaves, Priestly-Taylor oder Penman- Monteith (NEITSCH ET AL., 2005). Die aktuelle Bodenevaporation wird abgeschätzt, indem exponentielle Funktionen der Bodenmächtigkeit und des Wassergehaltes benutzt werden (ARNOLD ET AL., 2000).

Das Bodenkompartment kann in maximal zehn Bodenschichten unterteilt werden. Wasser perkoliert in die Tiefe, wenn die Feldkapazität einer Bodenschicht überschritten wird und die Bodenschicht darunter noch nicht gesättigt ist. Dabei wird die Perkolation von der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit bestimmt. Außerdem spielt auch noch die Bodentemperatur eine Rolle, denn wenn die Bodentemperatur einer Schicht unter 0° C absinkt, kann in dieser Schicht keine Perkolation stattfinden. Auch aufsteigende Wasserbewegung im Boden kann modelliert werden, falls eine tiefer liegende Bodenschicht die Feldkapazität überschreitet (ARNOLD ET AL., 1993).

Interflow wird simultan mit der Aufteilung des Wassers im Boden, mit Hilfe eines kinematischen Speichermodells, für jede Bodenschicht berechnet. Dabei werden Schwankungen der hydraulischen Leitfähigkeit, Hangneigung und Bodenwassergehalt berücksichtigt (NEITSCH ET AL., 2005).

3.1.2.4. Oberflächengewässer

Auch Oberflächenwasserspeicher können in SWAT berücksichtigt werden. Die Wasserspeicherung ist dabei eine Funktion der maximalen Speicherwassermenge, von täglichen Zu- und Abflüssen, der Sickerwassermenge sowie der Evaporation. Benötigte Eingangsdaten sind die maximale Speicherwassermenge sowie die Oberfläche bei maximaler Füllung (NEITSCH ET AL., 2005).

Innerhalb eines Teileinzugsgebietes wird zwischen Zuflüssen und dem Hauptgerinne unterschieden. Zuflüsse können dabei nicht mit dem Grundwasser interagieren (NEITSCH ET AL., 2005). Der Wellenablauf im Gerinne kann entweder mit der Muskingum Methode berechnet werden, oder mit einer variablen Speicherkoeffizientenmethode nach Williams. Ein Teil des Abflusses kann durch Evaporation oder Versickerung aus dem Gewässerbett verloren gehen. Außerdem können auch anthropogene Entnahmen berücksichtigt werden (NEITSCH ET AL., 2005).

3.1.2.5. Vegetation

Mit dem Modul zur Simulation des Pflanzenwachstums, welches viele verschiedene Oberflächenbedeckungstypen berücksichtigen kann, ist es möglich, den Wasser- und Nährstoffentzug aus der durchwurzelten Zone, die Transpiration und die Biomasseproduktion abzuschätzen. Die potentielle Biomasseproduktion ist dabei eine Funktion der abgefangenen Energie und der pflanzenspezifischen Effizienz bei der Umwandlung von Energie in Biomasse. Die abgefangene Energie wird aus der solaren Strahlung und dem Blattflächenindex errechnet (NEITSCH ET AL., 2005). Die aktuelle Transpiration der Pflanzen ist eine lineare Funktion der potentiellen Transpiration, des Blattflächenindex und der Durchwurzelungstiefe und kann durch den Bodenwassergehalt limitiert werden (ARNOLD ET AL., 2000).

3.2. Grundwassermodul

ARNOLD ET AL. (1993) stellen in ihrer Arbeit ein einfaches Grundwassermodul vor, welches mit dem Vorläufermodell von SWAT, SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) gekoppelt wurde, um den Einfluss von Management-szenarios auf Grundwasserneubildung, Grundwasserstände und Gesamtabflüsse zu simulieren.

Dieses vereinfachte Grundwassermodul wurde ursprünglich von SMEDEMA und RYCROFT (1983) angewandt und basiert auf der Lösung der Boussinesqgleichung unter Zugrundelegung der Dupuit- Forchheimer Annahmen, welche beinhalten, dass die Stromlinien horizontal verlaufen und der Aquifer ungespannt ist und dass die Stromlinien parallel zur darunter liegenden impermeablen Schicht verlaufen (HATTERMANN ET AL., 2004). SMEDEMA und RYCROFT (1983) leiten eine lineare Speichergleichung ab, um die instationäre Reaktion des Grundwasserabflusses auf periodische Neubildung vorherzusagen, unter der Annahme, dass Schwankungen im Basisabfluss linear von der Geschwindigkeit der Änderung des Grundwasserspiegelstandes abhängig sind (HATTERMANN ET AL., 2004).

In SWAT wird das Grundwasser in zwei Aquifersysteme aufgeteilt: in einen flachen, ungespannten Grundwasserleiter, welcher zum Abfluss im Gerinne beiträgt, und in einen tiefen, gespannten Grundwasserleiter, welcher unterirdischen Abfluss aus dem Einzugsgebiet liefert (NEITSCH ET AL., 2005). Es wird angenommen, dass das aus dem Bodenkompartment perkolierende Wasser den flachen Aquifer neu bildet. Die Wasserbilanz für den flachen Aquifer lautet:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchrg,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{pump,sh} \quad (3.2.1)$$

wobei aq_{sh} der Speichergehalt des flachen Aquifers in mm ist, $w_{rchrg,sh}$ die Neubildung in den flachen Aquifer am Tag i in mm, Q_{gw} der Basisabfluss im Hauptgerinne am Tag i in mm, w_{revap} der kapillare Aufstieg am Tag i in mm, $w_{pump,sh}$ das am Tag i aus dem flachen Aquifer gepumpte Wasser in mm und i der Tag (NEITSCH ET AL., 2005). Das Grundwasser im flachen Aquifer liefert nicht nur den Basisabfluss im Gerinne, es kann auch kapillar aufsteigen und den Bodenfeuchtegehalt erhöhen oder direkt von den Pflanzen genutzt werden (NEITSCH ET AL., 2005). Sobald das Grundwasser in den tiefen Aquifer gelangt, ist es dem simulierten System entzogen (ARNOLD

ET AL., 1993). Sowohl das Grundwasser im tiefen als auch im flachen Aquifer kann durch Brunnen entnommen werden (NEITSCH ET AL., 2005).

Unter der Annahme, dass Neubildung im flachen Aquifer nur durch Versickerung aus der Bodenzone stattfinden kann, und Abfluss in das Gerinne stattfindet, welcher von den Grundwasserständen abhängig ist, wurde von ARNOLD ET AL. (1993) eine empirische Gleichung zur Berechnung der Grundwasserstände für den instationären Fall aufgestellt:

$$h_{wtbl,i} = h_{wtbl,i-1} \exp^{-\alpha_{gw}\Delta t} + \frac{w_{rchrg}}{800\mu\alpha_{gw}} (1.0 - \exp^{-\alpha_{gw}\Delta t}) \quad (3.2.2)$$

wobei h_{wtbl} die Piezometerhöhe in m, α_{gw} die Rezessionskonstante des Basisabflusses, μ der Speicherkoeffizient in m/m und Δt der Zeitschritt ist. Die Rezessionskonstante α_{gw} , die ein direkter Index für das Reaktionsvermögen des Grundwasserabflusses auf Neubildungsereignisse ist, kann dabei anhand einer Rezessionskurve des Basisabflusses abgeschätzt werden. Der Faktor variiert zwischen 0,1 - 0,3 für Gebiete mit einer langsamen Reaktionszeit und 2,0 - 5,0 für Gebiete mit einer schnellen Reaktion des Grundwasserabflusses auf Neubildung (ARNOLD ET AL., 1993).

Die maximale kapillar aufsteigende Wassermenge in mm ($w_{revap,mx}$), die aus dem Boden verdunstet oder von den Pflanzen aufgenommen wird, wird bei NEITSCH ET AL. (2005) folgendermaßen berücksichtigt:

$$w_{revap,mx} = \beta_{rev} E_0 \quad (3.2.3)$$

β_r ist der Evaporationskoeffizient und E_0 die potentielle Evapotranspiration eines Tages in mm. Die aktuell kapillar aufsteigende Wassermenge eines Tages in mm (w_{revap}) wird wie folgt berechnet:

$$w_{revap} = 0 \text{ für } aq_{sh} \leq aq_{shthr,rvp} \quad (3.2.4)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} - aq_{shthr,rvp} \text{ für } aq_{shthr,rvp} < aq_{sh} < (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (3.2.5)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} \text{ für } aq_{sh} \geq (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (3.2.6)$$

$aq_{shthr,rvp}$ ist die Wasserfüllung im flachen Aquifer, ab der Evapotranspiration stattfinden kann (NEITSCH ET AL., 2005).

Ein Anteil der gesamten täglichen Grundwasserneubildung kann in den tiefen Aquifer gelangen. Die Perkolation in den tiefen Aquifer wird mit folgender Formel abgeschätzt:

$$w_{deep} = \beta_{deep} w_{rchrg} \quad (3.2.7)$$

wobei w_{deep} der Anteil der Grundwasserneubildung in mm ist, welcher in den tiefen Aquifer gelangt und β_{deep} der Tiefenperkulationskoeffizient (ARNOLD ET AL., 1993).

Da die Grundwasserstände bei der derzeitigen Modellversion nicht direkt ausgegeben werden, wird der Grundwasserspiegel auf folgendem Wege aus der Perkolation, welche von SWAT direkt für ein Teileinzugsgebiet ausgegeben wird, berechnet:

$$w_{seep} = w_{perc,ly=n} + w_{crk,btm} \quad (3.2.8)$$

w_{seep} ist die gesamte Wassermenge in mm, welche aus dem Bodenprofil austritt. $w_{perc,ly=n}$ ist das aus der untersten Bodenschicht n perkolierende Wasser und $w_{crk,btm}$ der „Bypass Flow“, der auf schnellen Fließwegen aus dem Bodenprofil gelangt.

Aus der Perkolation kann dann die Grundwasserneubildung am Tag i ($w_{rchrg,i}$) folgendermaßen berechnet werden:

$$w_{rchrg,i} = (1 - \exp(-1/\delta_{gw}))w_{seep} + \exp(-1/\delta_{gw})w_{rchrg,i-1} \quad (3.2.9)$$

δ_{gw} ist ein Verzögerungsfaktor, das heißt die Zeit in Tagen, die das Wasser vom Austritt aus dem Bodenprofil bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels benötigt.

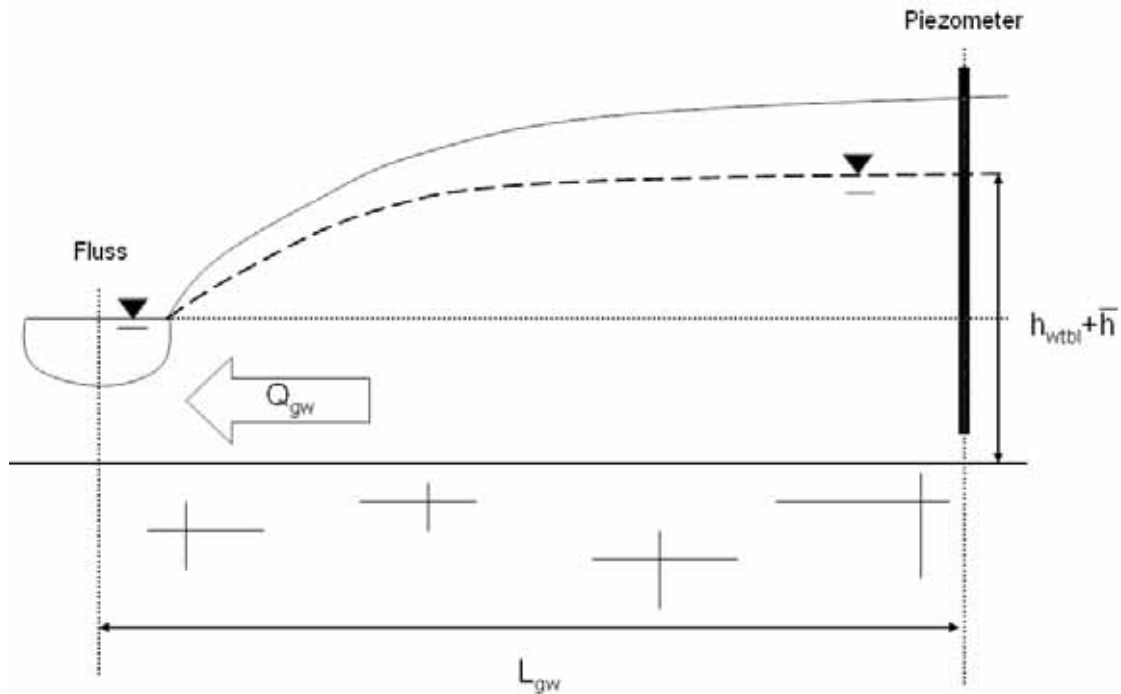


Abbildung 3.2.1.: Darstellung der Grundwasserstände in SWAT. Verändert nach HATTERMANN ET AL. (2004).

Die Grundwasserstände für den stationären Fall stehen im folgenden, linearen Zusammenhang mit dem errechneten Basisabfluss, der ebenfalls direkt von SWAT ausgegeben wird:

$$Q_{gw} = \frac{8000K_{sat}h_{wtbl}}{L_{gw}^2} \quad (3.2.10)$$

wobei Q_{gw} der Basisabfluss in mm ist, K_{sat} die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Aquifers in mm/d und L_{gw} der Abstand zum Vorfluter in m ist (siehe Abb. 3.2.1).

Mit Formel 3.2.10 kann ein Anfangsgrundwasserstand errechnet werden, der dann Grundlage ist für die weitere instationäre Berechnung der Grundwasserstände mit

Gleichung 3.2.2. Abbildung 3.2.1 verdeutlicht die Darstellung der Grundwasserstände in SWAT. Für eine Transsekte eines Teileinzugsgebietes senkrecht zum Hauptvorfluter kann der Grundwasserstand in Abhängigkeit vom Abstand zum Vorfluter berechnet werden. Die berechnete Wasserspiegelhöhe h_{wtbl} wird dann zu einem Bezugsgrundwasserspiegel $\bar{h}$ addiert.

3.3. Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels - Szenarien aus KLIWA

Es existiert derzeit noch kein optimales Verfahren für die Erstellung regionaler Klimaszenarien aus globalen Klimamodellen, daher werden im KLIWA- Projekt Klimaszenarien für Süddeutschland mit drei unterschiedlichen Methoden berechnet, welche auf den Ergebnissen des gekoppelten globalen Klimamodells ECHAM4/OPYC3 in der horizontalen Auflösung T42 (ca. $250 \times 250 \text{ km}^2$) basieren, für dessen Simulation die sozioökonomisch und technisch begründeten Emissionsszenarien (SRES- Szenarien) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) zur Verfügung standen (KLIWA, 2006):

- mit dem statistischen Verfahren des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK)
- mit dem statistisch-dynamischen Verfahren von Meteo-Research (MR- Modell)
- mit dem regionalen dynamischen Klimamodell REMO des Max-Planck-Institutes für Meteorologie

Es wurde dabei das Emissionsszenario B2 verwendet, bei dem die CO_2 - Konzentration der Atmosphäre bis 2050 auf das 1,4-fache der aktuellen Konzentration anwachsen wird und welches eine Welt beschreibt, in der das Schwergewicht auf lokalen Lösungen hin zu wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Nachhaltigkeit liegt (KLIWA, 2006). Die Ergebnisse der einzelnen Verfahren unterscheiden sich teilweise deutlich. Dabei scheinen die Ergebnisse des MR- Modells die wahrscheinlichsten Zukunftsszenarien (2021 - 2050) zu liefern, weshalb die Ergebnisse dieses Modells als Eingangsgrößen für die Berechnung mit SWAT verwendet werden. Bei dem MR-Modell treten nur geringe Abweichungen zwischen gemessenen Werten und modellierten Ist- Zuständen (1971 - 2000) auf. Für eine genügend genaue Quantifizierung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt sind dynamische regionale Modelle am besten geeignet (KLIWA, 2006).

Um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse der unterschiedlichen Modelle zu erreichen, und die Darstellung der Ergebnisse übersichtlicher zu gestalten, wurden mittlere Ergebnisse für neun relativ großflächige Gebiete anhand geeigneter Regionalisierungsverfahren ermittelt (KLIWA, 2006), wobei das Einzugsgebiet der Dreisam in der KLIWA- Region Rhein liegt. Die räumliche Auflösung der zur Verfügung stehenden Klimaszenarien ist also vergleichsweise grob.

Mit dem MR- Modell wurde für die KLIWA- Region Rhein eine deutliche Zunahme der mittleren Jahresniederschläge um 10,5 % simuliert. Diese Zunahme ist



Abbildung 3.3.1.: KLIWA- Regionen in Süddeutschland. Aus KLIWA (2006).

vor allem auf eine Zunahme im hydrologischen Winterhalbjahr zurückzuführen: die winterlichen Niederschläge werden um 27,2 % zunehmen, die Sommerniederschläge werden um 4,7 % abnehmen (KLIWA, 2006). Die mittlere Lufttemperatur des Jahres wird um 1,8 °C zunehmen, wobei hier im hydrologischen Winterhalbjahr eine Zunahme um 2,1 °C und im hydrologischen Sommerhalbjahr um 1,4 °C auszumachen ist. Eine Zusammenstellung der Änderung aller Klimaparameter, welche mit dem MR- Modell ermittelt wurden, ist in Tabelle B.0.1 zu sehen.

3.4. Fazit

AVSWAT-X ist ein physikalisch basiertes, semidistribuiertes Wasserhaushaltsmodell, das im Netz frei verfügbar ist, und in ArcView integriert ist. Das Einzugsgebiet wird bei SWAT in Teileinzugsgebiete und unter Miteinbeziehen der räumlichen Verteilung von Landnutzung und Böden in hydrologisch ähnliche Gebiet unterteilt („Hydrological Response Units“, HRU's). Für jede HRU wird die Wasserbilanzgleichung errechnet, was zum Beispiel eine bessere Darstellung der Evapotranspiration aufgrund von Vegetation und Böden ermöglicht (NEITSCH ET AL., 2005).

SWAT enthält ein vereinfachtes Grundwassermodul, welches auf einer linearen Speichergleichung basiert. Dabei wird angenommen, dass Schwankungen im Basisabfluss linear mit der Änderung der Grundwasserspiegelstände zusammenhängen. Stationäre Grundwasserspiegelstände können dann in Abhängigkeit vom Basisabfluss des Teileinzugsgebietes und ihres Abstandes zum Hauptvorfluter errechnet werden (NEITSCH ET AL., 2005). Aus dem so errechneten Anfangsgrundwasserstand können

instationäre Grundwasserspiegelstände in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung in dem jeweiligen Teileinzugsgebiet, der Rezessionskonstanten des Basisabflusses und des Speicherkoeffizienten, sowie einem Bezugsgrundwasserstand berechnet werden HATTERMANN ET AL. (2004).

Als klimatische Eingangsgrößen in SWAT für die Ermittlung des Grundwasserregimes unter veränderten klimatischen Bedingungen sollen die Ergebnisse aus dem Projekt KLIWA dienen. Für das KLIWA- Projekt kamen drei verschiedene Modelle zur Berechnung der Klimaveränderungen für das Zukunftsszenario 2021 - 2050 für Süddeutschland zum Einsatz (KLIWA, 2006). Da die Unterschiede zwischen gemessenen und simulierten Ist- Zuständen des Klimas beim statistisch-dynamischen Verfahren von Meteo-Research (MR- Modell) am geringsten sind, wird dieses als das am besten geeignete Modell erachtet (KLIWA, 2006), weshalb in die hydrologische Modellierung der Zukunftsszenarien mit SWAT die Ergebnisse des MR- Modells eingehen werden.

4. Anwendung der Methoden

4.1. Modellierung des Dreisameinzugsgebietes mit AVSWAT-X

Um SWAT für ein Einzugsgebiet aufzubauen, werden einige Eingangsdaten benötigt. Zuerst wurde ein topographisches Höhenmodell mit einer Auflösung von 50×50 m von dem Einzugsgebiet in das Modell geladen (Abb. 2.1.2, S. 8).

Nachdem ein Grenzwert von 500 ha Einzugsgebietsgröße für die Entstehung eines Fließgewässers angegeben wurde, wurde das Gewässernetz, wie in Abbildung 2.1.2 dargestellt, auf Basis des digitalen Geländemodelles berechnet. Nach Festlegen des Gebietsauslasses und manuellem Hinzufügen der vorhandenen Messpegel im Untersuchungsgebiet (siehe Abb. 4.1.3), wurde das Einzugsgebiet dann aufgrund der Topographie in 24 Teileinzugsgebiete aufgeteilt.

Für die anschließende Berechnung der „Hydrological Response Units“ wurden Landnutzungsdaten sowie Bodendaten in das Modell mit einbezogen.

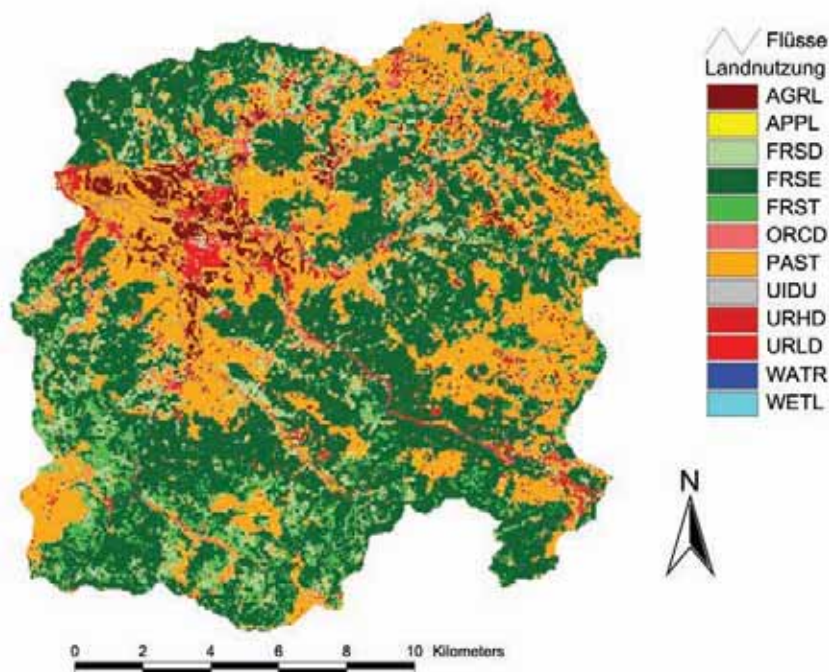


Abbildung 4.1.1.: Landnutzung im Einzugsgebiet.

In Abbildung 4.1.1 ist die Verteilung der Landnutzung im Dreisameinzugsgebiet dargestellt (räumliche Auflösung 50×50 m), die aus dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (LUBW, 2007) entnommen wurden. Hierbei wurde auf die in SWAT integrierte Landnutzungsdatenbank zurückgegriffen, die bereits parametrisierte, häufige Landnutzungsformen enthält.

Dabei wird für die unterschiedlichen Landnutzungstypen unter anderem die Photosyntheseeffizienz, maximaler Blattflächenindex, geerntete Biomasse, Kronendachhöhe, Durchwurzelungstiefe, stomatäre Leitfähigkeit und optimale bzw. minimale Lufttemperaturen für das Pflanzenwachstum angegeben. Auch die Auswirkung des CO_2 - Gehaltes der Atmosphäre auf die Pflanzenentwicklung geht hier in das Modell ein. Tabelle B.0.2 listet die SWAT- Landnutzungsklassen, welche im Dreisamgebiet vorkommen, auf.

Die in SWAT bereits integrierte Bodendatenbank wurde im Anschluss um die im Dreisameinzugsgebiet vorhandenen Böden erweitert. Die Böden, welche in das Modell eingehen, sind dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (LUBW, 2007) als „shape“- Datei entnommen. In Abbildung 4.1.2 ist die räumliche Verteilung der Leitbodengesellschaften, gegliedert nach Bodenregionen und Bodenlandschaften, für das Einzugsgebiet der Dreisam dargestellt.

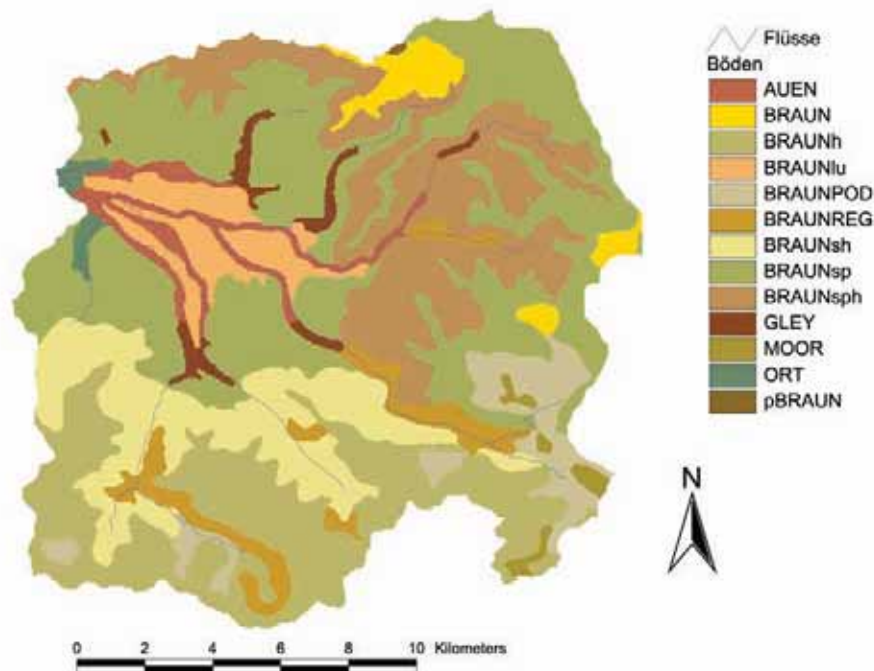


Abbildung 4.1.2.: Böden im Einzugsgebiet.

Tabelle B.0.3 listet die Leitbodengesellschaften, welche in die SWAT- Datenbank für das Dreisamgebiet aufgenommen wurden, sowie deren Datenbankkürzel auf.

Die Parameter zur Beschreibung der Leitbodengesellschaften wurden größtenteils

nach MÜLLER (1982) aus Bodenart, Skelettgehalt und Gründigkeit, welche aus dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (WaBoA) entnommen wurden, abgeleitet. Die nutzbare Feldkapazität, die Menge des organischen Kohlenstoffs sowie der K- Wert für die Bodenerosion nach USLE sind ebenfalls dem WaBoA entnommen. Die Werte der Bodenparameter sind dem Anhang zu entnehmen (siehe Tab. B.0.3).

Auf Basis der oben genannten Landnutzungs- und Bodendaten wurden dann 143 Hydrological Response Units berechnet.

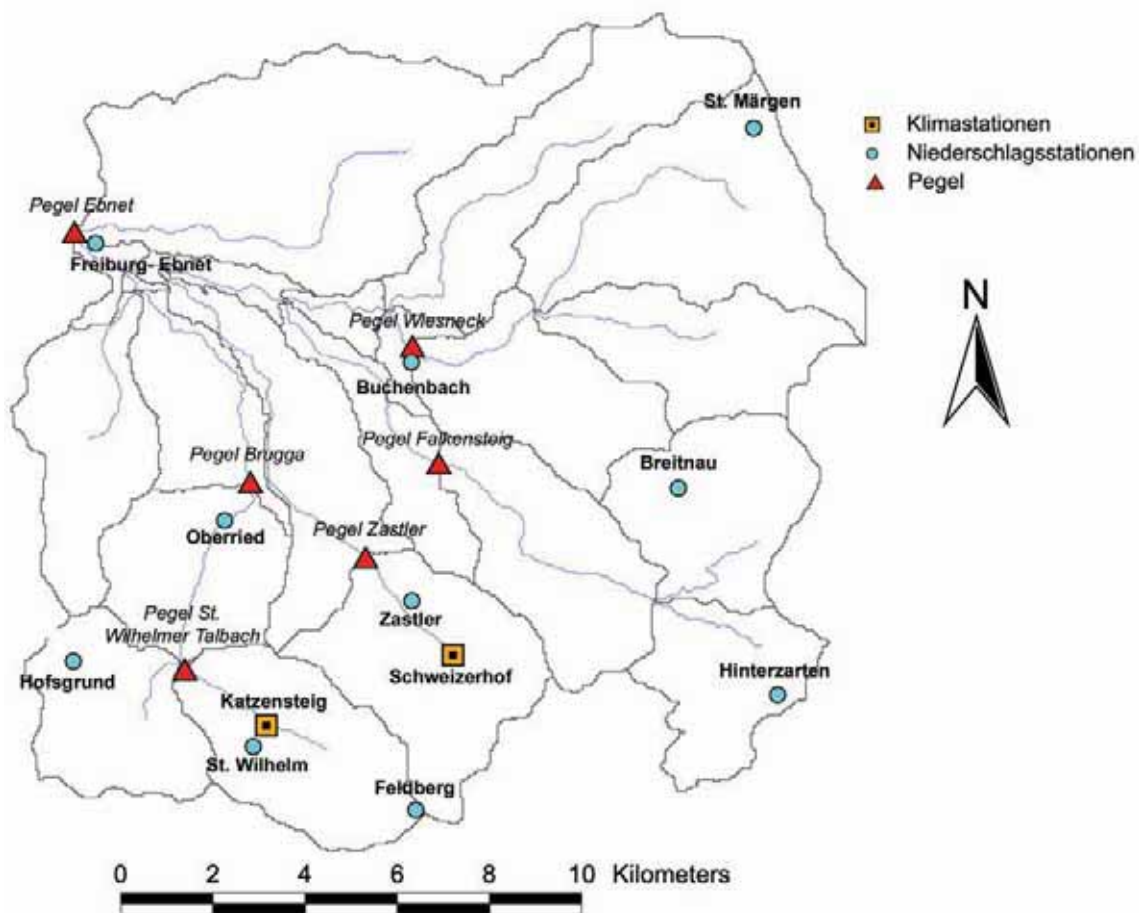


Abbildung 4.1.3.: Für die Modellierung mit SWAT verwendeten Messstationen im Einzugsgebiet.

Daraufhin wurde die Lage der Messstationen im Einzugsgebiet (Abb. 4.1.3) in das Modell eingegeben. Für die Modellrechnung standen die Daten von zehn Niederschlagsstationen und zwei Klimastationen zur Verfügung. Für diese Klimastationen konnten aus den gemessenen Klimaparametern die für die Modellrechnung benötigten maximalen und minimalen Lufttemperaturen des Tages, die mittlere relative Luftfeuchte eines Tages und die mittlere Taupunkttemperatur eines Tages errechnet werden. Die Globalstrahlung wurde innerhalb des Einzugsgebietes nicht gemessen, jedoch an der direkt an der südwestlichen Einzugsgebietsgrenze auf dem Schauinsland gelegenen Klimastation des Umweltbundesamtes. Weiterhin standen für fünf der zehn Niederschlagsstationen auch Werte der mittleren täglichen Lufttemperatur zur Verfügung, aus denen anhand der mittleren Amplitude der Klimastationen

maximale und minimale Lufttemperaturen, welche für die Modellrechnung benötigt werden, abgeleitet wurden.

Außerdem waren die oben genannten Datenreihen Grundlage für die Erstellung der „Weather Generator“-Datei, welche die für den bereits in Kapitel 3 beschriebenen „Weather Generator“ benötigten statistischen Eigenschaften der Klimazeitreihen (Tab. 3.1.1) enthält.

Da für eine Berechnung des Oberflächenabflusses mit der Methode nach Green und Ampt halbstündliche Niederschlagswerte benötigt werden, die für diese Arbeit nicht zur Verfügung standen, wurde der Oberflächenabfluss mit der modifizierten Curve Number Methode berechnet.

Die Evapotranspiration wurde nach der Methode von Penman-Monteith berechnet, der Wellenablauf nach der Methode der variablen Speicherkoeffizienten nach Williams.

Um eine gute Modellierung der Grundwasserstände zu erreichen, wurde zunächst der oberirdische Abfluss optimiert, da so sichergestellt werden soll, dass der Wasserhaushalt des Einzugsgebietes von dem Modell abgebildet wird.

Anhand der gemessenen Abflusszeitreihen (Monatsmittelwerte) für die Pegel Ebneth, Brugga, St. Wilhelmer Talbach, Zastler, Falkensteig und Wiesneck (siehe Abb. 4.1.3) wurden die Modellparameter für den Zeitraum von 01.09.1990 bis 31.08.2000 nach dem „Trial-and-error“-Verfahren angepasst. Für den Zeitraum von 01.09.2000 bis 31.08.2006 folgt dann eine Validierung der Modellparameter. Die Berechnungen erfolgten hier auf Monatswertsbasis, da es Ziel dieser Arbeit ist, das jahreszeitliche Regime optimal abzubilden.

Tabelle 4.1.1.: Auswirkung der Änderung (Zunahme: ↑, Abnahme: ↓) der Kalibrierparameter auf die Modellierung des monatlichen Abflusses.

Parameter		Auswirkung
SFTMP	↓	leichte Erhöhung der Peaks im Winter, leichte Verringerung im Sommer
SMTMP	↑	Verzögerung der Schneeschmelze
SMFMX	↑	sehr leichte Verringerung der Peaks
SMFMN	↑	leichte Abflussverringern im Frühjahr, leichter Anstieg im Winter
TIMP	↓	leichte Beschleunigung der Schneeschmelze
GW_DELAY	↓	Vergrößerung der Amplitude
ALPHA_BF	↓	Verringerung des Abflussvolumens
GWQMN	↓	Erhöhung der Abflussminima; Vergrößerung des Abflussvolumens
RCHRG_DP	↓	Erhöhung des Abflussvolumens
CANMX	↑	Verringerung des Abflussvolumens
ESCO	↑	Erhöhung des Abflussvolumens, v.a. bei niedrigen Abflüssen
SLSOIL	↓	Verringerung der Amplitude
LAT-TTIME	↓	Verringerung der Amplitude
SOL_AWC	↓	Erhöhung des Abflussvolumens
CH_K2	↑	Dämpfung der Abflusskurve; sehr geringe Erhöhung des Abflussvolumens
CH_N	↓	leichte Erhöhung des Abflussvolumens
CN2	↑	leichte Erhöhung der Abflussmaxima

Für die Kalibrierung wurde eine Vorlaufzeit des Modells von 20 Jahren ausgewählt.

So kann sichergestellt werden, dass zum Beispiel die Füllung des Grundwasserspeichers realistisch ist.

Die in Tabelle B.0.5 aufgelisteten Modellparameter wurden an die oben genannten Teileinzugsgebiete angepasst und erhielten innerhalb der gemessenen Gebiete jeweils die gleichen Werte. Die Zuteilung der von dem Modell eingeteilten Teileinzugsgebiete zu den gemessenen Gebieten ist in Tabelle B.0.6 zu sehen.

Tabelle 4.1.1 gibt eine allgemeine Übersicht über den Einfluss der kalibrierten Parameter auf die Modellierung des Abflusses im Einzugsgebiet.

Die restlichen Modellparameter weisen nur eine geringe Sensitivität auf, beziehungsweise sind für das Untersuchungsgebiet und die Fragestellung nicht relevant und wurden deshalb auf ihrer Default-Einstellung belassen. Einige Modellparameter, wie zum Beispiel die meisten Bodenparameter (siehe Tab. B.0.3), sind bekannt und müssen nicht kalibriert werden.

Eine Übersicht über die „Curve Numbers“ zur Berechnung der Abflussbildung ist im Anhang gesondert aufgelistet (Tab. B.0.9), da diese nicht für die gesamten Teileinzugsgebiete gelten, sondern für die jeweiligen „Hydrological Response Units“.

Abbildung 4.1.4 zeigt die Lage der Grundwassermessstellen und Brunnen im Untersuchungsgebiet, sowie die über die Aquifermächtigkeit gemittelte hydraulische Leitfähigkeit des Zartener Beckens auf.

Wie aus Abbildung 4.1.4 ersichtlich, befinden sich die Grundwassermessstellen lediglich in den Teileinzugsgebieten zwei, drei, vier, fünf, sechs, sieben und neun. Also wurden nur für ausgewählte Grundwasserpegel dieser Teileinzugsgebiete die monatlichen Grundwasserstände berechnet.

Tabelle 4.1.2.: Kriterien zur Auswahl der Grundwasserpegel für die Modellierung.

Pegel	TEZG	Vorfluter						Leitfähigkeit	
		nah	fern	Nord	Süd	Ost	West	hoch	gering
PE1	2		X	X			X	X	
PE41	2	X		X		X		X	
PE32	5		X		X		X		X
PE34	5	X				X			X
PE26	9	X			X	X		X	

Die Auswahl der Grundwasserpegel für die Modellierung erfolgte nach verschiedenen Kriterien. Es soll sichergestellt werden, dass durch die Auswahl die natürliche Variabilität innerhalb des Untersuchungsgebietes abgebildet wird. So sollen zum Beispiel sowohl Grundwassermessstellen im Süden als auch im Norden des Untersuchungsgebietes untersucht werden, da sich, wie in Kapitel 1.4.1 beschrieben, der Nord- und der Südteil des Gebietes hydrogeologisch voneinander unterscheiden. Tabelle 4.1.2 zeigt die Eigenschaften der Grundwassermessstellen, welche ausschlaggebend für die Auswahl waren, auf.

In Tabelle B.0.8 sind die für die Berechnung der Grundwasserstände notwendigen Parameter der Teileinzugsgebiete aufgelistet. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und der Abstand zum Vorfluter in Tabelle B.0.8 wurden mit ArcGis ermittelt. Für die Teileinzugsgebiete wurden mittlere hydraulische Leitfähigkeiten mit „Zonal Statistics“ berechnet. Die restlichen Parameter zur Berechnung der Grundwasserstände wurden für die jeweiligen Grundwassermessstellen kalibriert.

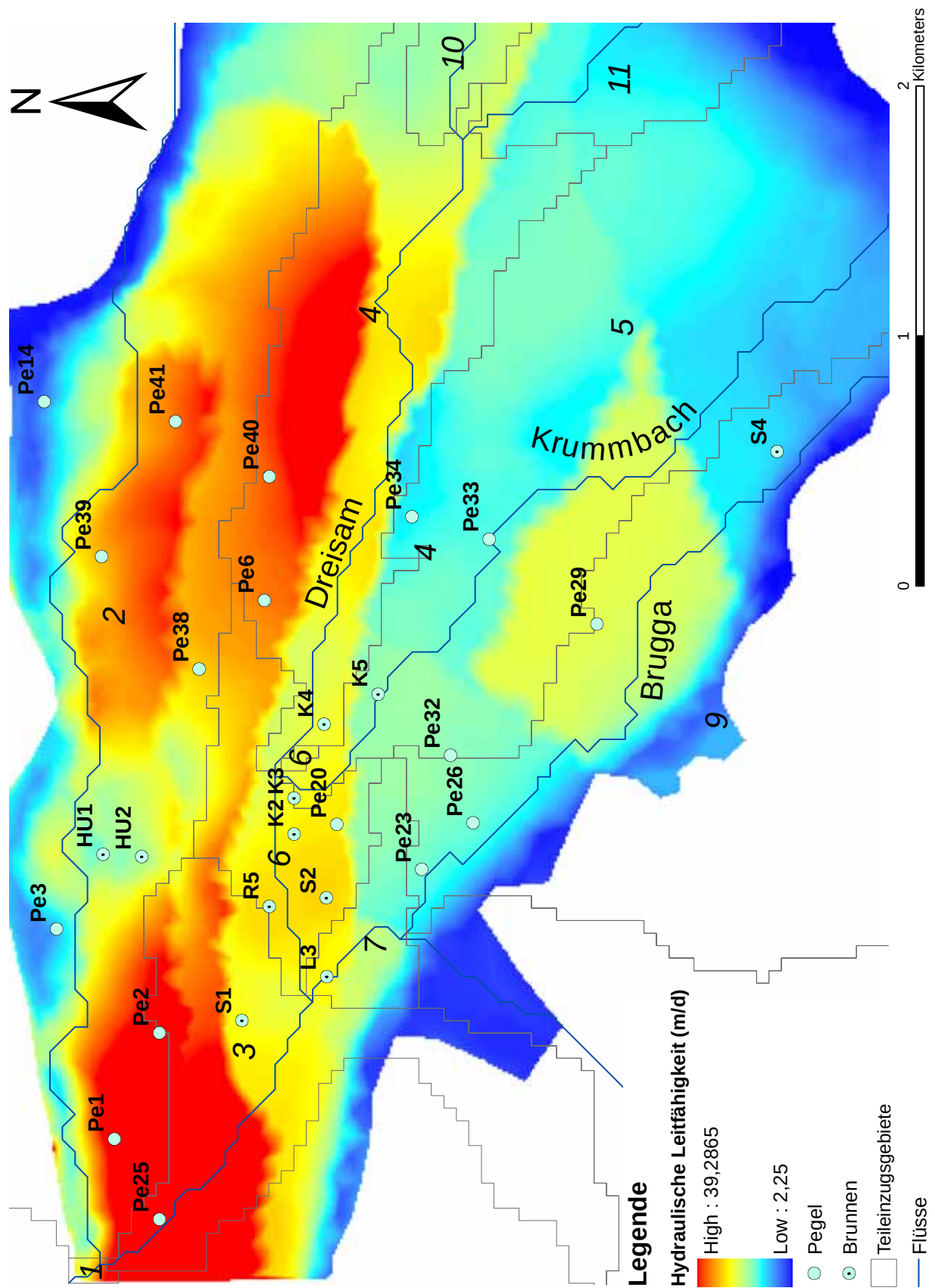


Abbildung 4.1.4.: Grundwasserpegel, Brunnen und mittlere hydraulische Leitfähigkeit im Zartener Becken.

Für den Verzögerungsfaktor zwischen Perkolatation und Grundwasserneubildung wurden Werte zwischen 1,7 und 9 Tagen kalibriert. HERDEG (1993) ermittelte anhand von δ^{18} -Werten und NO_3 -Gehalten Sickerzeiten des lokalen Niederschlags in der ungesättigten Zone zwischen einer und acht Wochen. Im Vergleich sind diese Werte um einiges höher. Doch ein direkter Vergleich ist nicht möglich, da die von HERDEG (1993) angegebenen Werte auch die Sickerzeit in der Bodenzone mit berücksichtigen. Die Werte der Rezessionskonstanten, welche zwischen 0,061 und 0,22 liegen, deuten nach ARNOLD ET AL. (1993) darauf hin, dass der Basisabfluss im Untersuchungsgebiet eine relativ langsame Reaktion auf Neubildungsereignisse zeigt. Nach DINGMAN (2002) liegen die Werte der Speicherkoeffizienten für ungespannte Aquifere aus Lockersedimenten zwischen 0,05 und 0,35. In diesem Wertebereich liegen auch die für das Untersuchungsgebiet kalibrierten Werte. Allerdings erscheinen die Werte für die Teileinzugsgebiete zwei und drei etwas zu gering.

Tabelle 4.1.3 zeigt den Einfluss dieser Parameter auf die Modellierung der Grundwasserstände. Hier ist zu bemerken, dass die Änderung der Parameter Rezessionskonstante und Speicherkoeffizient die gleiche Auswirkung auf die Änderung der Grundwasserstände hat. Dies verdeutlicht das Problem der Equifinalität: verschiedene Kombinationen dieser Parameter können das gleiche Modellergebnis ergeben.

Tabelle 4.1.3.: Auswirkung der Änderung (Zunahme: ↑, Abnahme: ↓) der Kalibrierparameter auf die Modellierung der monatlichen Grundwasserstände.

Parameter		Auswirkung
K_sat	↓	Erhöhung der Anfangsgrundwasserstände
L_gw	↑	Erhöhung der Anfangsgrundwasserstände
delta_gw	↓	Erhöhung der Amplitude; stärkere Reaktion auf Grundwasserneubildung
alpha_gw	↓	höhere Amplitude und höheres Niveau
mu	↓	höhere Amplitude und höheres Niveau
w_rchrg,i-1	↓	Senken der Anfangsgrundwasserstände
h_quer	↓	Senken des Niveaus

Außerdem gingen die mittleren monatlichen Fördermengen pro Teileinzugsgebiet der in Abbildung 4.1.4 dargestellten Brunnen aus dem Aquifer ein (siehe Tab. B.0.7 im Anhang). Grundlage für diese mittleren Werte sind Zeitreihen der monatlichen Fördermengen der Badenova von 1987 bis 2002.

Für die Berechnung des Zukunftsszenarios (2021 - 2050) wurden sowohl die Eingangsdaten maximale und minimale Lufttemperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit des Zeitraumes 1971 bis 2000 (Ist- Zustand aus KLIWA) als auch die „Weather Generator“-Datei nach den Angaben aus KLIWA (vgl. Tab. B.0.1) verändert. Zusätzlich wurde ein maximaler CO_2 -Gehalt der Atmosphäre von 504 ppm, also in etwa das 1,4-fache der derzeitigen Konzentration, zur Berechnung einer veränderten Reaktion der Vegetation, in das Modell eingegeben.

4.2. Ergebnisse der Modellierung

4.2.1. Wasserhaushalt

Um eine gute Modellierung der Grundwasserstände zu gewährleisten, muss sichergestellt werden, dass die Modellierung der Anteile und des Verlaufes der Wasserhaushaltsgrößen und Abflussanteile realistisch ist. Für den Kalibrierungszeitraum von 1990 bis 2000 wurde eine Analyse der modellierten langjährigen Anteile der Wasserhaushaltsgrößen durchgeführt. Der vom Modell errechnete mittlere jährliche Gebietsniederschlag in diesem Zeitraum beträgt 1426 mm, der Anteil des Schneesnie-erschlages daran beträgt ca. 15 %. Ca. 54 % (767 mm) des Niederschlages fließen nach der Modellrechnung oberirdisch ab, 31 % (441 mm) macht die aktuelle Verdunstung aus und der Rest (ca. 200 mm) wird im Einzugsgebiet gespeichert bzw. fließt unterirdisch ab oder wird aus dem Aquifer entnommen. Dabei ist zu beachten, dass das Modell keine unterirdischen Abflussmengen berechnet, da der Grundwasserteil, wie in Kapitel 3 beschrieben, auf einem einfachen Speicheransatz beruht.



Abbildung 4.2.1.: Modellierte mittlere jährliche Wasserbilanz für das Dreisameinzugsgebiet im Kalibrierungszeitraum.

Im Vergleich dieser Werte mit den in Kapitel 2 aufgezeigten, von FRIEG (1987) ermittelten Werten, kann festgestellt werden, dass die von dem Modell errechnete aktuelle Verdunstung von 441 mm unter der von FRIEG (1987) berechneten von 560 mm liegt, der oberirdische Abfluss liegt mit 767 mm über dem von FRIEG (1987) angegebenen Wert von 686 mm. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass sowohl der Untersuchungszeitraum, als auch die Bestimmungsmethoden dieser Zahlenwerte nicht übereinstimmen. FRIEG (1987) wendete die Methode nach Thornthwaite an, und es handelt sich bei den 560 mm um die potentielle Verdunstung. Für die potentielle Verdunstung wird mit dem Modell ein Wert von 747 mm errechnet.

Bei der Aufschlüsselung des gesamten oberirdischen Abflusses in die modellierten Abflussanteile ergibt sich ein Anteil des Basisabflusses von 45 %, des Zwischenabflus-

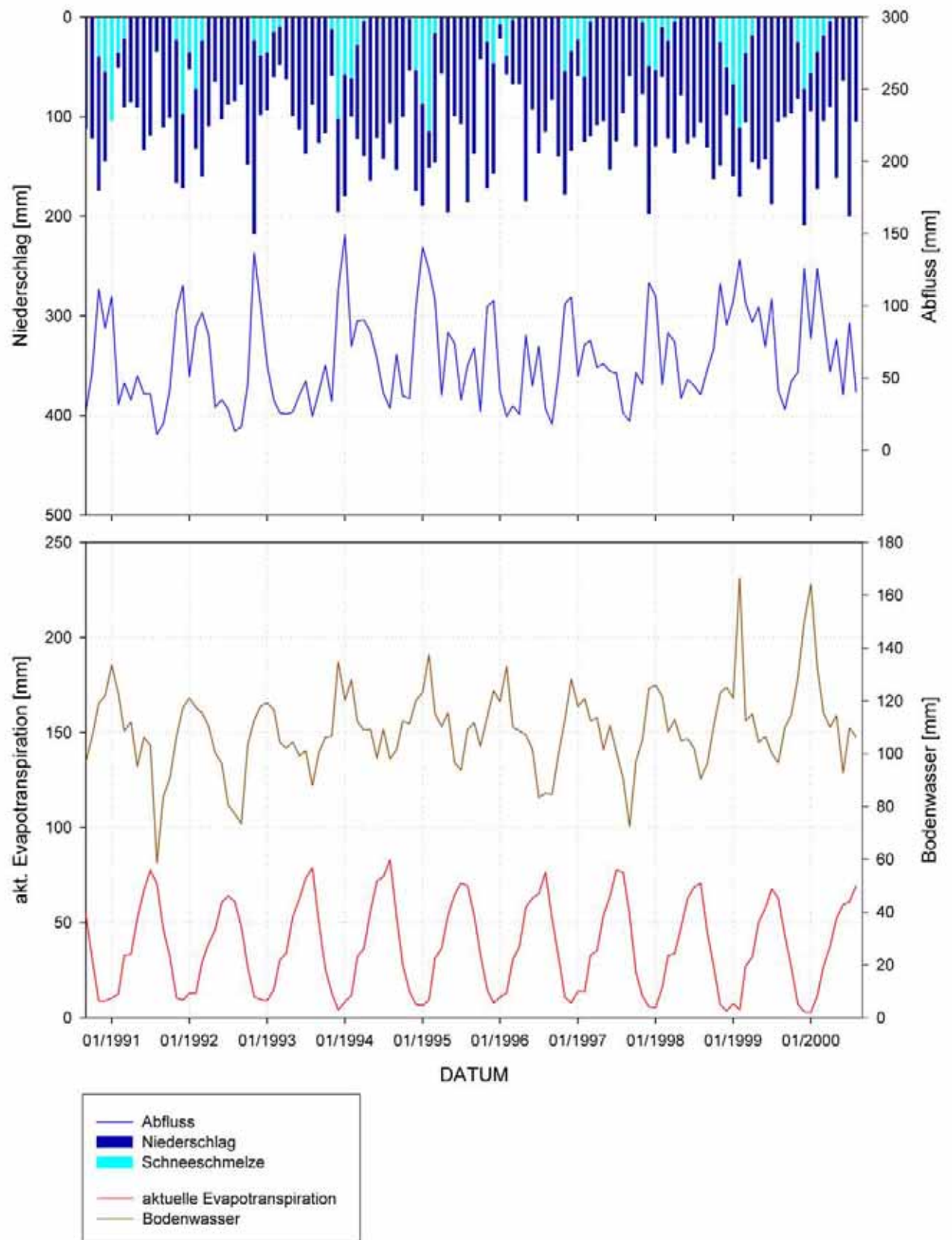


Abbildung 4.2.2.: Modellerte monatliche Wasserhaushaltsgrößen für das Dreisameinzugsgebiet im Kalibrierungszeitraum von 01.09.1990 bis 31.08.2000.

ses von 42 % und des Oberflächenabflusses von 13 %. Nach KÜLLS (2007) beträgt der Anteil des Basisabflusses aus dem Gebiet ca. 30 %, wonach der vom Modell errechnete Wert etwas zu hoch angesetzt ist, aber immer noch realistisch erscheint.

Weiterhin wurden aus den Modellergebnissen die monatlichen Werte für Gebietsniederschlag, Schneeschmelze, oberirdischen Abfluss, aktuelle Verdunstung und Bodenwassergehalt für den Kalibrierungszeitraum für das gesamte Einzugsgebiet berechnet, wie in Abbildung 4.2.2 dargestellt. Der obere Teil der Grafik zeigt den berechneten Gebietsniederschlag und den Anteil der Schneeschmelze daran. Schneeschmelze wird in den Monaten von November bis April modelliert, wobei das Maximum der Schneeschmelze je nach Jahr im Dezember, Januar oder Februar liegt. Der untere Teil der oberen Grafik zeigt dann die Abflussreaktion des Einzugsgebietes. In der unteren Grafik sind dann der Verlauf von modellierter aktueller Evapotranspiration und Bodenwasser im gesamten Einzugsgebiet eingezeichnet. Die Maxima des Bodenwassergehaltes werden in den Monaten Dezember bis Februar modelliert, die Minima in den Monaten August und September. Der Verlauf der modellierten aktuellen Verdunstung verhält sich invers dazu: hier treten die Maxima in den Sommermonaten Juli und August auf, wohingegen die Minima in den Wintermonaten November bis Februar liegen.

4.2.2. Modellierung der Abflüsse

Die Ergebnisse der Kalibrierung sowie der Validierung der Abflüsse für die oben genannten Pegel sind in Tabelle 4.2.1 aufgeführt. Als Beurteilung der Güte der Kalibrierung wurden neben der visuellen Anpassung die Modelleffizienz nach NASH und SUTCLIFFE (1970) und ein Vergleich der gesamten Abflussvolumina herangezogen. NASH und SUTCLIFFE (1970) stellen in ihrer Veröffentlichung ein Kriterium zur Beurteilung der Effizienz von Niederschlag- Abfluss- Modellen vor, welches auf der Methode der kleinsten Quadrate beruht (GARRICK ET AL., 1978):

$$R^2 = \frac{\sum(q - \bar{q})^2 - \sum(q - q')^2}{\sum(q - \bar{q})^2} = 1 - \frac{\sum(q - q')^2}{\sum(q - \bar{q})^2} \quad (4.2.1)$$

q ist hier der gemessene Abfluss, q' der vom Modell berechnete und $\bar{q}$ der Mittelwert der gemessenen Abflüsse. Ist R^2 Null, so ist die Vorhersage der Abflüsse mit dem Modell gleichzusetzen mit der Annahme des Mittelwertes der gemessenen Abflüsse. Die Abweichung der modellierten von den gemessenen Abflussvolumina für den gesamten Zeitraum wird in Prozent angegeben:

$$Abw = \frac{V_{mod}}{V_{gem}} \quad (4.2.2)$$

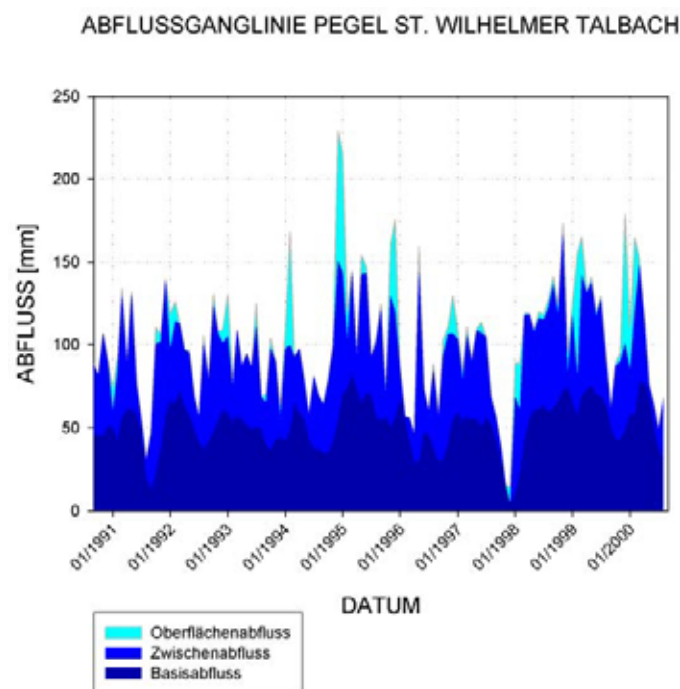
Bei der Betrachtung der Güte des Modells für die Berechnung der Abflüsse fällt auf, dass die Effizienzen mit der Größe des Einzugsgebietes besser werden. Zu beobachten ist dies bei den Einzugsgebieten Ebnet, Brugga und St. Wilhelmer Talbach für den Kalibrierungszeitraum: hier steigt die Modelleffizienz mit wachsender Einzugsgebietsgröße von 0,2 auf 0,75 an. Eine Ausnahme hierbei bildet das Rotbach-Einzugsgebiet, welches trotz der relativ großen Einzugsgebietsfläche die schlechteste Modelleffizienz für den Kalibrierungszeitraum aufweist. Für diese Beobachtung gibt

Tabelle 4.2.1.: Modelleffizienz für die Berechnung der Abflüsse.

EZG	Größe [km ²]	Kalibrierung		Validierung	
		R ²	Abw [%]	R ²	Abw [%]
Ebnet	252	0,75	+15	0,52	+29
Brugga	39	0,59	-7	0,37	-11
St. Wilh. Talbach	15	0,20	-9	0,56	-6
Zastlerbach	18	0,20	-2	0,47	-9
Rotbach	40	-0,09	-4	0,47	+13
Wagensteigbach	49	0,49	+5	-	-

es zwei Gründe: zum einen wurde das Modell für große Einzugsgebiete entwickelt und zum anderen liegen die kleineren Teileinzugsgebiete in den Höhenlagen des Schwarzwaldes.

In ihrer Modellanwendung im Lahn-Dill-Bergland erhielten ECKHARDT ET AL. (2002) mit der früheren Modellversion SWAT99.2 schlechte Modellergebnisse für die Modellierung der monatlichen Abflüsse mit einem R^2 von -0,17. Ähnlich unbefriedigende Ergebnisse wurden auch schon in zahlreichen früheren Modellanwendungen festgestellt, welche in Einzugsgebieten durchgeführt wurden, in denen steile Hänge, geringmächtige Böden und Festgesteinaquifere vorherrschen und in denen Interflow dominant ist (ECKHARDT ET AL., 2002).

**Abbildung 4.2.3.:** Modellerte monatliche Abflusswerte am Pegel St. Wilhelmer Talbach.

Als Hauptgrund für die schlechten Modellergebnisse nennen ECKHARDT ET AL. (2002) die Berechnung der vertikalen und horizontalen Flüsse in den Bodenschichten als Funktion des Bodenwassergehaltes, der Feldkapazität, der Bodentemperatur, der Porosität, der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, der Hangneigung und der

Hanglänge. Auch wenn eine darunterliegende geologische Schicht schon wassergesättigt ist, perkoliert in SWAT das Wasser weiterhin in diese Schicht, so dass eine Füllung über die Sättigungsgrenze hinaus erreicht wird, statt als Interflow oberflächennah schnell abzufließen.

ECKHARDT ET AL. (2002) stellten einen zu großen Anteil des Basisabflusses am gesamten Abfluss fest. Aus diesem Grund modifizierten ECKHARDT ET AL. (2002) SWAT99.2 zu SWAT-G, indem sie die Perkolation von einer Bodenschicht in die Darunterliegende in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt der unteren Schicht linear reduzieren und indem sie die Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens mit berücksichtigen.

Der hohe Anteil des Basisabflusses ist, vor allem während der Sommermonate mit geringeren monatlichen Abflüssen, auch in den kleineren Einzugsgebieten des Schwarzwaldes festzustellen, wie zum Beispiel im Einzugsgebiet des St. Wilhelmer Talbaches (Abb. 4.2.3).

Abbildung 4.2.3 zeigt einen langjährigen Anteil des Basisabflusses am gesamten Abfluss von etwas mehr als 50 %. Dies stimmt nicht überein mit einem Anteil von 20 % den UHLENBROOK (1999) für das Bruggaeinzugsgebiet angibt. Allerdings ist hier zu berücksichtigen, dass UHLENBROOK (1999) sich damit lediglich auf den Abfluss aus dem Festgesteinsaquifer bezieht, nicht auf den Hanggrundwasserleiter.

In den oberen Einzugsgebieten sind aber nicht nur die Abflüsse während der Sommermonate zu hoch, auch die Abflussspitzen der Wintermonate werden vom Modell unterschätzt, weshalb die modellierten Abflussvolumina insgesamt zu gering sind. Der Grund dafür könnte in der Schneeschmelzroutine oder auch in der Niederschlagsinterpolation liegen.

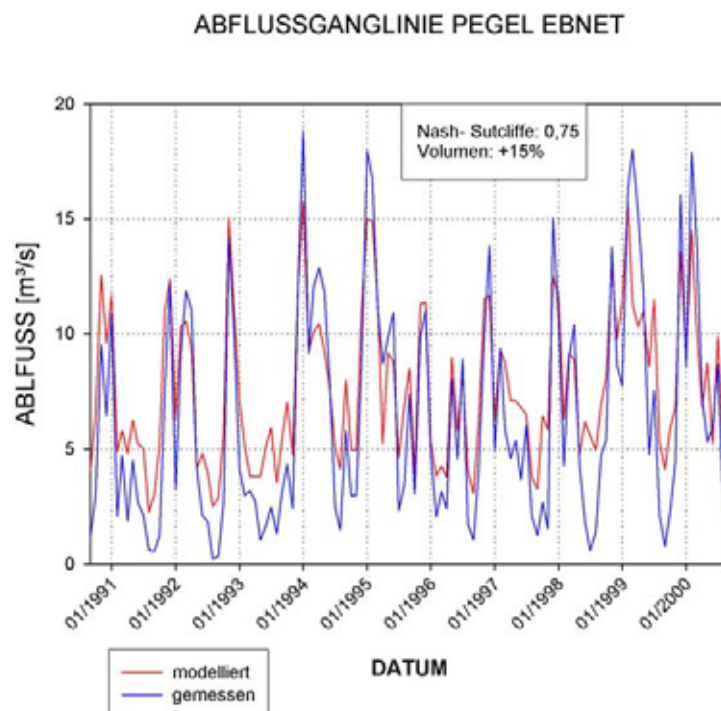


Abbildung 4.2.4.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Ebnet für den Kalibrierungszeitraum.

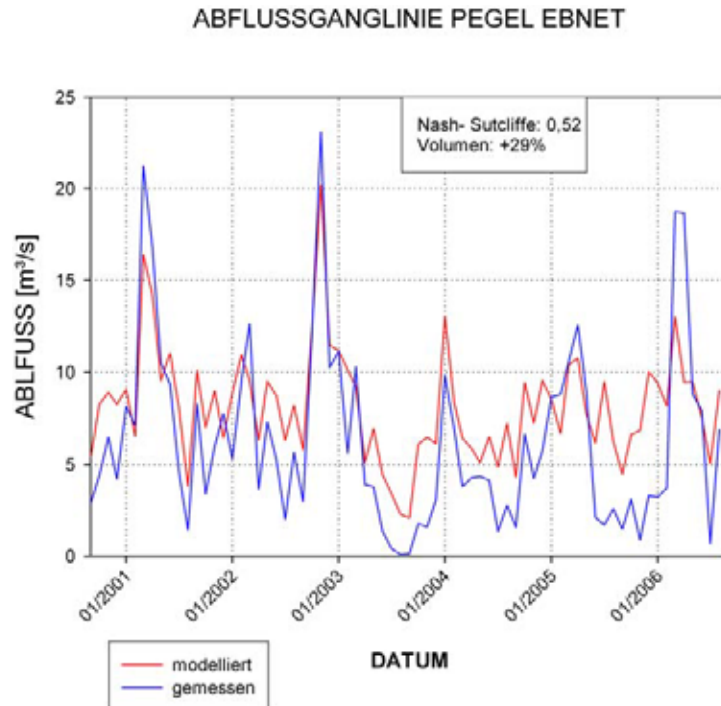


Abbildung 4.2.5.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Ebnet für den Validierungszeitraum.

Die Dominanz des Basisabflusses in den Sommermonaten und die zu geringen winterlichen Abflüsse zeichnen sich auch in der Abflussganglinie des Pegels Ebnet ab, die in Abbildung 4.2.4 zu sehen ist.

Die vergleichende graphische Darstellung der modellierten und gemessenen Abflüsse aller gemessener Teileinzugsgebiete für den Kalibrierungszeitraum ist dem Anhang zu entnehmen (Abb. B.0.1 - B.0.5).

Für den Validierungszeitraum sind vor allem für die kleineren Teileinzugsgebiete vergleichsweise hohe Effizienzen im Vergleich zum Kalibrierungszeitraum zu beobachten. Allerdings ist zu beachten, dass es sich hier um einen kürzeren Zeitraum von sechs Jahren handelt. Auch für den Validierungszeitraum kann für den Pegel Ebnet die Dominanz des Basisabflusses festgestellt werden, die letztendlich zu einer großen Überschätzung des Abflussvolumens von 29 % für den gesamten Zeitraum führt (Abb. 4.2.5).

Auch für den Validierungszeitraum sind die graphischen Darstellungen der Abflüsse aller Pegel im Einzugsgebiet im Anhang zu finden (Abb. B.0.6 - B.0.9). Für das Teileinzugsgebiet Wagensteigbach konnte keine Validierung durchgeführt werden, da die Pegelmessung 1996 eingestellt wurde.

4.2.3. Modellierung der monatlichen Grundwasserspiegelschwankungen

Bei der Auswertung der Modellierung der Grundwasserstände liegt der Schwerpunkt bei den, nach oben genannten Kriterien, ausgewählten Grundwasserpegeln. D.h. nur für diese Pegel wurden die Validierung und die Zukunftsszenarien gerechnet, denn neben den Anforderungen an die Lage der Pegel im Einzugsgebiet sind die Ergebnisse der Modellierung für diese Pegel recht zufriedenstellend.

4.2.3.1. Kalibrierungszeitraum 1990 - 2000

Es wurden alle Grundwasserpegel kalibriert und die Ergebnisse werden im Folgenden zusammenfassend dargestellt. Bevor auf das Grundwasserregime der Pegel eingegangen wird, werden zunächst die Ergebnisse der Modellierung der Grundwasserstände für den gesamten Kalibrierungszeitraum beschrieben. Diese wurden nach verschiedenen Kriterien bewertet: Nach der Inzidenz, d.h. auf das Stattfinden einer Reaktion auf ein Neubildungsereignis und nach der Reaktionsgeschwindigkeit auf ein Ereignis. Außerdem wurde die Abbildung der Amplitude der Grundwasserspiegelschwankungen beurteilt und die Modellierung längerfristiger Trends der Grundwasserspiegelhöhe. Tabelle B.0.10 im Anhang zeigt die Bewertung der Modellierung der Grundwasserstände aller Grundwasserpegel für den Kalibrierungszeitraum in einer Übersichtsdarstellung auf.

Innerhalb der Teileinzugsgebiete weisen die modellierten Grundwasserstände ein ähnliches Verhalten auf, da die Grundlage der Berechnung, die Perkolation aus der untersten Bodenschicht, innerhalb der Teileinzugsgebiete gleich ist.

Abbildungen B.0.10 und B.0.11 zeigen den Vergleich der modellierten und gemessenen Grundwasserspiegelschwankungen der Grundwasserpegel im relativ großen Teileinzugsgebiet zwei (TEZG 2) welches im Norden des Untersuchungsgebietes liegt. Die Grundwasserstände in TEZG 2 zeigen eine gute Reaktion auf Neubildungsereignisse: die modellierten Grundwasserstände reagieren fast immer, nur sehr kurzfristige, starke Anstiege (z.B. bei den Pegeln 38 und 39) können nicht nachvollzogen werden. Der Zeitpunkt der Reaktion ist insgesamt gut, oft aber etwas zu früh. Auch die Amplitude wird zufriedenstellend modelliert, hin und wieder ist die Amplitude etwas zu gering. Langfristige Trends werden gut nachvollzogen, allerdings wird für die meisten Pegel in TEZG 2 für die Jahre 1999 und 2000 insgesamt ein zu starker Anstieg der Grundwasserspiegelstände modelliert. Ursache für diesen Anstieg ist ein Anstieg in der Perkolation aus der untersten Bodenschicht.

Im westlichen Teileinzugsgebiet drei (TEZG 3), für dessen Pegel die modellierten und gemessenen Grundwasserstände in Abbildung B.0.11 dargestellt sind, findet immer eine Reaktion auf Neubildungsereignisse statt. Diese Reaktion findet zum Teil verspätet statt, die Amplitude wird jedoch meist nachvollzogen. Lediglich im Jahr 1993 wird kaum Grundwasserneubildung modelliert. Die langfristigen Trends werden auch hier gut nachvollzogen, bis auf die Jahre 1999 und 2000 für die die Grundwasserstände wie in TEZG 2 insgesamt zu hoch sind. Ein sehr ähnliches Verhalten weisen die ebenfalls noch im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes gelegenen modellierten Grundwasserstände für die Pegel des Teileinzugsgebietes vier (TEZG 4) auf.

Für die Pegel des im Südosten des Untersuchungsgebietes gelegenen Teileinzugsgebietes fünf (siehe Abb. B.0.12 und B.0.13) wurde das Auftreten von Grundwasserneubildung fast immer modelliert, wobei die Reaktion etwas zu träge ist, d.h. kleinere Schwankungen können nicht nachvollzogen werden. Ansonsten wird der Zeitpunkt von Anstieg und Abfall sowie die Amplitude bis 1996 gut nachvollzogen. Von 1997 bis 2000 findet die Reaktion auf die Grundwasserneubildung verspätet statt. Auch hier ist für die modellierten Grundwasserstände in den Jahren 1999 und 2000 ein leichter Anstieg zu beobachten.

Teileinzugsgebiet sechs (TEZG 6) liegt relativ zentral im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Hier wird für Grundwasserpegel 20 (PE20) immer eine gute Reaktion auf Neubildung modelliert. Die Amplitude wird meist recht gut modelliert, wobei auch hier, wie in TEZG 3 für das Jahr 1993 eine zu geringe Grundwasserneubildung modelliert wird. Bei der Beobachtung der längerfristigen Trends ist auch hier wieder ein zu starker Anstieg für die Jahre 1999 und 2000 festzustellen.

Teileinzugsgebiet neun (TEZG 9), welches im Süden des Zartener Beckens liegt, zeigt fast immer eine Reaktion auf Neubildungsereignisse. Lediglich bei Pegel 26 (PE26) fällt auf, dass starke Abfälle der gemessenen Grundwasserstände von bis zu 3 m innerhalb eines Monats vom Modell nicht nachvollzogen werden. Vermutlich sind anthropogene Entnahmen aus dem Aquifer der Grund dafür. Es werden zwar im Modell auch die anthropogenen Entnahmen berücksichtigt, allerdings gehen lediglich mittlere Monatswerte ein. Kurzfristige Variationen der Entnahmen können also nicht berücksichtigt werden. Zum Teil ist die Reaktion auf Neubildungsereignisse auch etwas zu früh oder zu spät. Die Amplituden der Schwankungen werden in TEZG 9 recht gut modelliert, nur bei Pegel 29 (PE29) werden die sehr starken Anstiege der Grundwasserstände im Winter nicht nachvollzogen. Die längerfristigen Trends der Grundwasserspiegelstände werden vergleichsweise gut von dem Modell abgebildet.

4.2.3.2. Validierungszeitraum 2000 - 2006

Tabelle B.0.11 zeigt die Auswertung der Modellvalidierung für die Berechnung der Grundwasserstände und Grundwasserregime für den Zeitraum von 01.09.2000 bis 31.08.2006 im Überblick. Wie zu erwarten, sind die Ergebnisse der Modellrechnungen für den Validierungszeitraum im Vergleich zum Kalibrierungszeitraum insgesamt etwas schlechter. Für den Validierungszeitraum und somit auch für das weiter unten beschriebene Zukunftsszenario musste für Pegel PE1 sowie auch für die Pegel PE41 und PE26 der Bezugsgrundwasserspiegel um ca. 1 m herabgesetzt werden, um eine zufriedenstellende Modellierung zu erreichen. Die Grundwasserspiegelschwankungen des PE1 (siehe Abb. B.0.20) werden insgesamt recht gut modelliert, allerdings fehlen für diesen Grundwasserpegel die Messdaten für das gesamte Jahr 2003, was die Aussagekraft der Modellbeurteilung etwas schmälert. Für PE1 wird meist eine Reaktion auf Neubildungsereignisse modelliert, nur kleinere Schwankungen können nicht modelliert werden. Die Reaktion der modellierten Grundwasserstände erfolgt z.T. zu früh und die Amplitude wird zum Teil zu gering modelliert. Längerfristige Trends werden gut vom Modell abgebildet.

In Abbildung 4.2.6 ist die Modellierung für PE41 in TEGZ 2 zu sehen. Auch hier sind die Modellergebnisse insgesamt zufriedenstellend: es findet immer eine Reaktion auf Neubildungsereignisse statt und auch der Zeitpunkt der Reaktion ist gut.

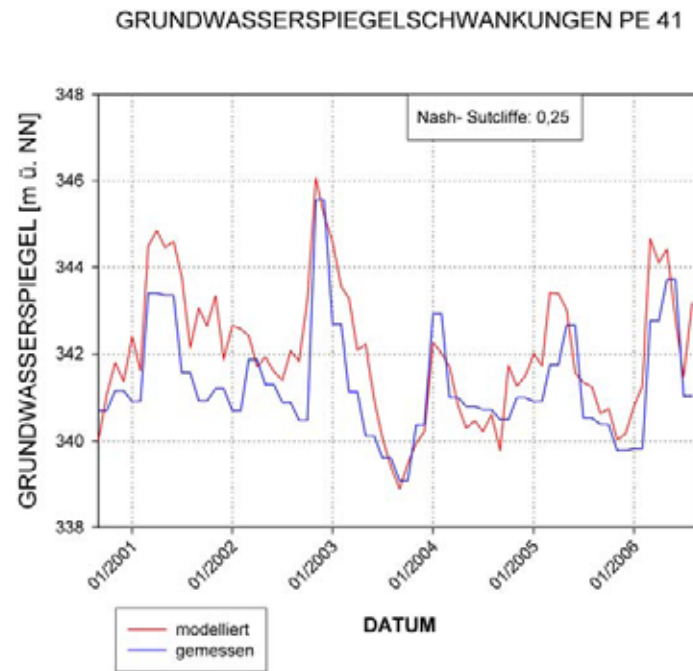


Abbildung 4.2.6.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände im Teileinzugsgebiet zwei (PE41) für den Validierungszeitraum.

Sowohl Amplitude als auch langfristige Trends werden von dem Modell gut wiedergegeben. Allerdings ist zu beachten, dass für PE41, wie auch für die nachfolgend beschriebenen Pegel PE34 und PE26, die Messdaten für den Validierungszeitraum nur in einer zweimonatlichen Auflösung vorliegen. Dadurch wird die wahre Dynamik der monatlichen Grundwasserstände abgefälscht. Trotzdem wird die Validierung der Modellierung dieser Grundwasserstände durchgeführt und interpretiert.

Für PE32 und PE34 in TEZG 5 werden die Reaktionen der Grundwasserspiegelstände meist vom Modell nachvollzogen, zum Teil sind die Reaktionen zu früh oder zu spät und die Amplituden sind zum Teil zu gering (PE34). Bei der Betrachtung der Modellierung langfristiger Trends ist ein zu starker Anstieg der Grundwasserspiegelstände zu beobachten.

Ähnlich verhält es sich bei PE26 in TEZG 9: es findet meist eine Reaktion statt, allerdings zum Teil zu spät. Die Amplitude und auch langfristige Trends werden zufriedenstellend modelliert.

4.2.3.3. Zukunftsszenario 2021 - 2050

In den Abbildungen B.0.22 und 4.2.7 sind die für den Zukunftszeitraum 2021 bis 2050 modellierten Grundwasserspiegelstände abgebildet. Grundlage für die Berechnung dieser zukünftigen Grundwasserspiegelschwankungen bilden die weiter oben beschriebenen, nach den Angaben aus KLIWA veränderten, Klimadaten von 1971 bis 2000.

Bei den Pegeln des TEZG 2 ist ein ansteigender Trend der Grundwasserspiegelstände zu beobachten. Dies ist allerdings auch schon bei der Modellierung der Grundwasserstände der Vergangenheit in diesem Teileinzugsgebiet festzustellen. Grund dafür ist wahrscheinlich die vom Modell errechnete zu hohe Perkolation für dieses

Teileinzugsgebiet, nicht die Auswirkung des Klimawandels.

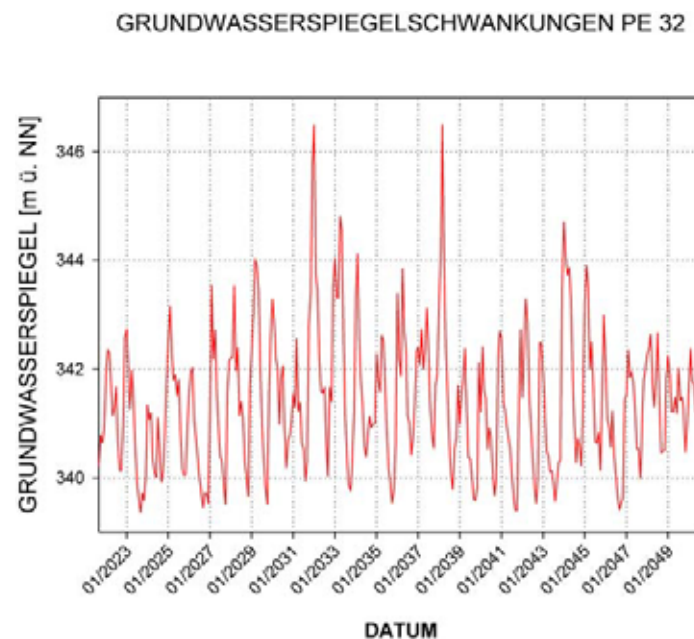


Abbildung 4.2.7.: Modellierte Grundwasserstände im Teileinzugsgebiet 5 (PE32) für 2021 bis 2050.

4.2.4. Modellierung der Grundwasserregime

Das Grundwasserregime der Grundwasserpegel wird sehr unterschiedlich vom Modell wiedergegeben. Im Folgenden werden die modellierten Grundwasserregime für den Kalibrierungszeitraum vorgestellt. Zukunftsszenarien können nur für Pegel berechnet werden, die das Regime der Vergangenheit gut abbilden, was nicht für alle Grundwasserpegel des Untersuchungsgebietes der Fall ist.

4.2.4.1. Kalibrierungszeitraum 1990 - 2000

Als Gütekriterium zur Beurteilung der Modellierung der Grundwasserregime wurde nicht nur die Modelleffizienz herangezogen, sondern es wurde vor allem auf die richtige Abbildung der maximalen und minimalen Grundwasserstände Wert gelegt. Auch die Beurteilung der Modellierung der Grundwasserregime ist für alle Grundwasserpegel in Tabelle B.0.10 zusammenfassend dargestellt.

Beim Grundwasserregime ist ebenso wie beim Verlauf der monatlichen Grundwasserspiegelschwankungen eine Konsistenz innerhalb der Teileinzugsgebiete zu sehen. Die graphische Darstellung der Grundwasserregime aller Pegel ist in den Abbildungen B.0.15 - B.0.19 im Anhang zu sehen. Auch hier ist, wie schon in Kapitel 2 beschrieben, das Grundwasserregime als Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter dargestellt.

Die Grundwasserpegel in TEZG 2 reagieren auf Grundwasserneubildungsereignisse etwas zu früh und die Amplitude ist manchmal zu gering. Dies zeichnet sich auch bei der Berechnung des Grundwasserregimes ab. Die Amplitude des modellierten Grundwasserregimes ist bei allen Pegeln des TEZG 2 zu gering, vor allem die

maximalen Grundwasserstände in den Monaten Januar, Februar und März können nicht modelliert werden. Dafür sind die Grundwasserstände für die Monate November und Dezember zu hoch. Unterschiedlich innerhalb des TEZG 2 ist der Zeitpunkt der modellierten Peaks. Bei den Pegeln PE1, PE14 und PE41 wird der Zeitpunkt der maximalen Grundwasserstände recht gut getroffen, für PE 39 wird der Peak ein Monat zu früh modelliert und für PE 38 wird der Peak zu spät modelliert. Die minimalen Grundwasserstände werden bei allen Pegeln zur richtigen Zeit getroffen. Insgesamt wird der Regimeverlauf für die Pegel des TEZG 2 zufriedenstellend dargestellt. Die Modelleffizienz für die Modellierung des Regimes der Grundwasserpegel variiert zwischen 0,63 und 0,79.

Die modellierten Grundwasserstände der TEZG 3 und 4 verhalten sich, wie schon bei der Auswertung der monatlichen Grundwasserspiegelschwankungen beobachtet, auch im Hinblick auf das Regime sehr ähnlich. Es findet eine verspätete Reaktion auf Grundwasserneubildung statt. Die Maxima der gemessenen Regime liegen in den Monaten Januar und Februar, für das modellierte Regime allerdings im Mai. Die minimalen Grundwasserstände im Oktober werden auch hier wieder zum richtigen Zeitpunkt modelliert, allerdings liegen sie höher als die gemessenen. Insgesamt ist die Amplitude der modellierten Regime etwas zu gering. Wegen der schlechten Modellierung des Gesamtregimes (Effizienz -0,10 - 0,38) werden die Grundwasserpegel der TEZG 3 und 4 nicht für die Berechnung der Auswirkung des Klimaszenarios verwendet.

Das Regime der Grundwasserpegel in TEZG 5 wird insgesamt recht gut modelliert: die Maxima und Minima treten zum richtigen Zeitpunkt auf und auch die Amplitude wird sehr gut getroffen. Lediglich kleinere Schwankungen innerhalb des Jahres können nicht nachvollzogen werden, die modellierten Regime verlaufen insgesamt ausgeglichener. Für die Pegel des TEZG 5 liegen die Modelleffizienzen für den Kalibrierungszeitraum zwischen 0,73 und 0,84.

Pegel 20 in TEZG 6, mit einer Modelleffizienz der modellierten Grundwasserstände von 0,42, zeigt wieder ein ähnliches Verhalten wie die Pegel in TEZG 3 und 4: Das Maximum wird für Mai statt Januar modelliert und die Amplitude ist zu gering.

Der Verlauf der modellierten Grundwasserregime des TEZG 9 ist im Vergleich zum gemessenen Grundwasserregime etwas ausgeglichener, d.h. er zeigt eine geringere Amplitude und weist geringere innerjährliche Schwankungen auf. Der Zeitpunkt der Minima und Maxima wird aber gut getroffen und die Effizienzen der Modellierung liegen zwischen 0,62 und 0,85.

4.2.4.2. Validierungszeitraum 2000 - 2006

Bei der Betrachtung der gemessenen und modellierten Regime für den Validierungszeitraum (siehe Abb. B.0.21 und 4.2.8) fällt auf, dass sich sowohl die modellierten als auch die gemessenen Regime von denen des Kalibrierungszeitraumes unterscheiden: Die Maxima der gemessenen Grundwasserstände für den Validierungszeitraum liegen nicht in den Monaten Januar und Februar, sondern je nach Pegel, in den Monaten März bis Juni. Auch hier ist aber wieder zu beachten, dass die gemessenen Regime der Pegel PE41, PE34 und PE26 wegen der schlechteren zeitlichen Auflösung der gemessenen Grundwasserstände, weniger aussagekräftig sind.

Das veränderte Regime des Validierungszeitraumes kann nicht eindeutig auf einen

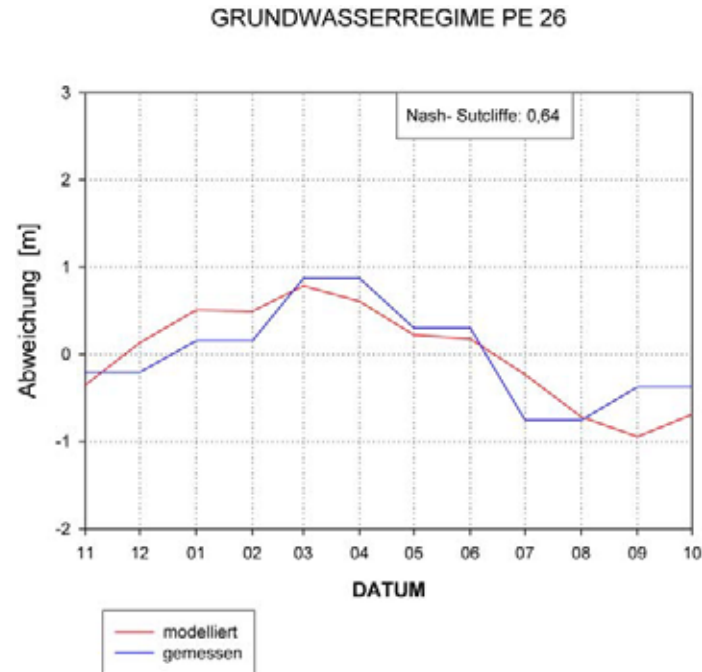


Abbildung 4.2.8.: Modellierte und gemessene Grundwasserstände im Teileinzugsgebiet 9 (PE26) für den Validierungszeitraum.

bereits stattgefundenen Klimawandel zurückgeführt werden, da es sich bei dem betrachteten Zeitraum von sechs Jahren auch um eine zufällig veränderte Niederschlagsverteilung innerhalb des Jahresverlaufes handeln könnte.

Für die Regime der Pegel PE1 und PE41 des TEZG 2 werden die maximalen Grundwasserstände im März statt in den Monaten April, Mai und Juni modelliert, die Minima werden einigermaßen gut getroffen. Die Effizienzen betragen 0,31 für PE1 bzw. -0,72 für PE41. Auch für PE32 in TEZG 5 wird der Peak zu früh modelliert: im März statt im April. Das modellierte Minimum im September tritt ebenfalls nicht zeitgleich mit dem gemessenen Minimum im August auf. Die Amplitude jedoch wird recht gut getroffen und die Effizienz der Modellierung beträgt 0,18.

Die beste Effizienz (0,64) im Validierungszeitraum weist die Modellierung des PE26 auf (siehe Abb. 4.2.8): hier stimmen sowohl Amplitude als auch das zeitliche Auftreten der Maxima und Minima recht gut mit den gemessenen Werten überein.

Insgesamt zeigt die Validierung, dass das Modell auch die Änderung des gemessenen Regimes für den Validierungszeitraum nachzeichnet. Dies lässt darauf schließen, dass das Modell die Prozesse in dem System Einzugsgebiet, welche die Grundwasserneubildung steuern, abbilden kann.

4.2.4.3. Zukunftsszenario 2021 - 2050

Die Grundwasserregime für das Zukunftsszenario aus KLIWA wurden dann aus dem Verlauf der modellierten monatlichen Grundwasserstände für den Zeitraum von 2021 bis 2050 errechnet. Um die für die Zukunft modellierten Regimeveränderungen besser zu bewerten, werden sowohl die gemessenen, als auch die modellierten Regime des Ist- Zustandes zum Vergleich herangezogen.

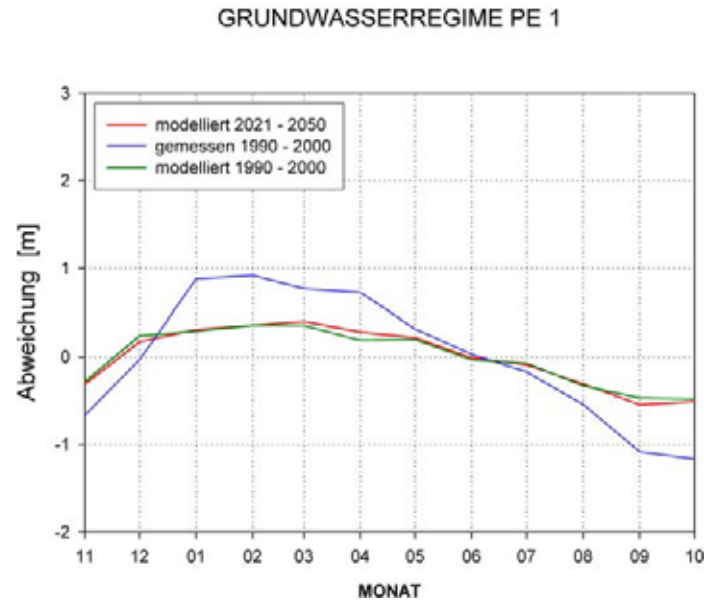


Abbildung 4.2.9.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime für den Grundwasserpegel PE1 für den Ist- Zustand und das Zukunftsszenario aus KLIWA.

Abbildung 4.2.9 zeigt den Vergleich des modellierten zukünftigen Grundwasserregimes des PE1 mit dem gemessenen und modellierten Regime für den Zeitraum von 1990 bis 2000. Hier fällt auf, dass die modellierten Zukunftsszenarien weniger von den modellierten Grundwasserständen der Vergangenheit abweichen, als von den gemessenen der Vergangenheit. Ähnliches ist auch bei Pegel PE 41 des TEZG 2 zu beobachten (siehe Abb. 4.2.10), was die Interpretation der Modellierung weniger aussagekräftig macht.

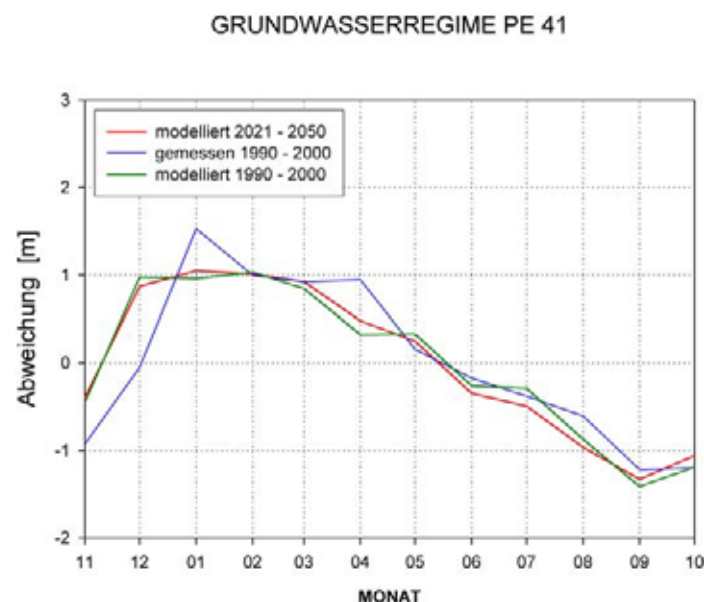


Abbildung 4.2.10.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime für den Grundwasserpegel PE41 für den Ist- Zustand und das Zukunftsszenario aus KLIWA.

Trotzdem ist hier schon zu erkennen, dass sich die Abweichungen der Grundwas-

serstände vom Mittelwert für das Zukunftsszenario im Vergleich zur modellierten Vergangenheit erhöhen werden. D.h. in den Monaten Januar bis April/ Mai werden die Grundwasserstände insgesamt höher, in den Monaten Juni bis Dezember werden die Grundwasserstände stärker abfallen. Ausnahme bildet hierbei PE41 für die Monate September und Oktober, in denen die Grundwasserstände ebenfalls ansteigend modelliert werden. Die mittleren Anstiege betragen bis zu 16 cm (PE41 für den Monat April), die mittlere Absenkung kann bis zu 20 cm betragen (PE41 für den Monat Juli).

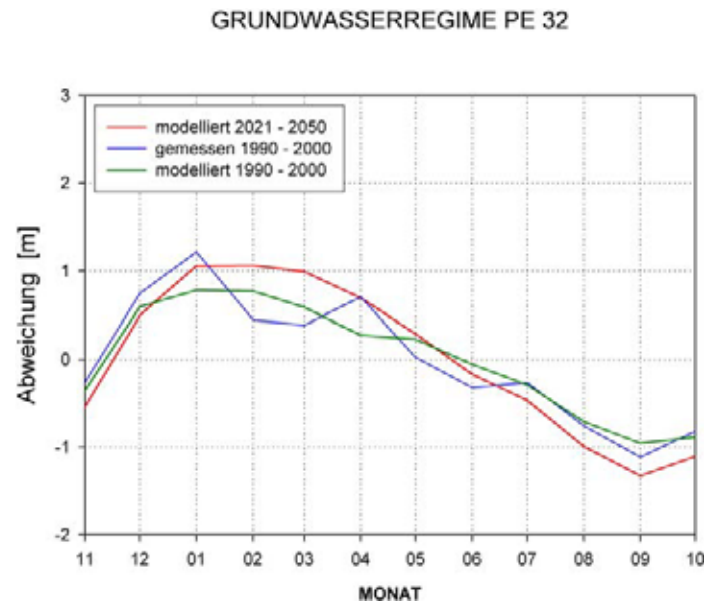


Abbildung 4.2.11.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime für den Grundwasserpegel PE32 für den Ist- Zustand und das Zukunftsszenario aus KLIWA.

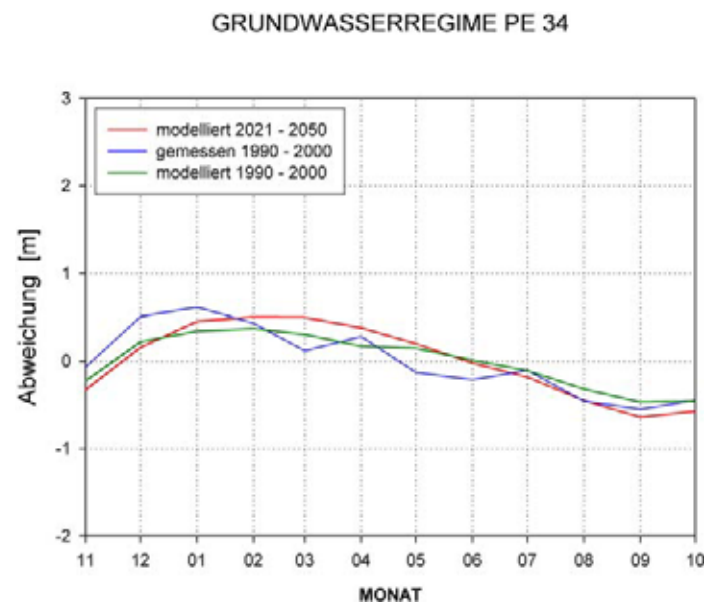


Abbildung 4.2.12.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime für den Grundwasserpegel PE34 für den Ist- Zustand und das Zukunftsszenario aus KLIWA.

Auf die Grundwasserregime der Grundwasserpegel des TEZG 5 kann eine stärkere Auswirkung der veränderten Klimabedingungen beobachtet werden (Abb. 4.2.11 und Abb. 4.2.12).

Auch hier werden im Vergleich zu den modellierten Grundwasserständen der Vergangenheit die mittleren Grundwasserspiegelstände in den Monaten Januar bis Mai ansteigen, in den Monaten Juni bis Dezember abfallen.

Der Anstieg bzw. Abfall der mittleren Grundwasserstände für das zukünftige Grundwasserregime ist im TEZG 5 sehr viel höher als im TEZG 2: Ein maximaler Anstieg von 40 cm ist für Pegel PE32 für den Monat März zu verzeichnen, ein maximaler Abfall (40 cm) für PE32 im Monat September. Für TEZG 5 ist die Abweichung der modellierten Zukunftsszenarien von den modellierten Regimen der Vergangenheit nicht geringer als die von den gemessenen. Somit sind auch die Aussagen, die über die Zukunft gemacht werden können signifikanter. Werden die modellierten zukünftigen Grundwasserregime mit den gemessenen der Vergangenheit verglichen, so kann gesagt werden, dass ein deutlicher Anstieg (bis zu 60 cm) der Grundwasserspiegel in den Monaten Februar bis Juni stattfinden wird und ein deutlicher Abfall (bis zu 28 cm) in den Monaten Juli bis Januar.

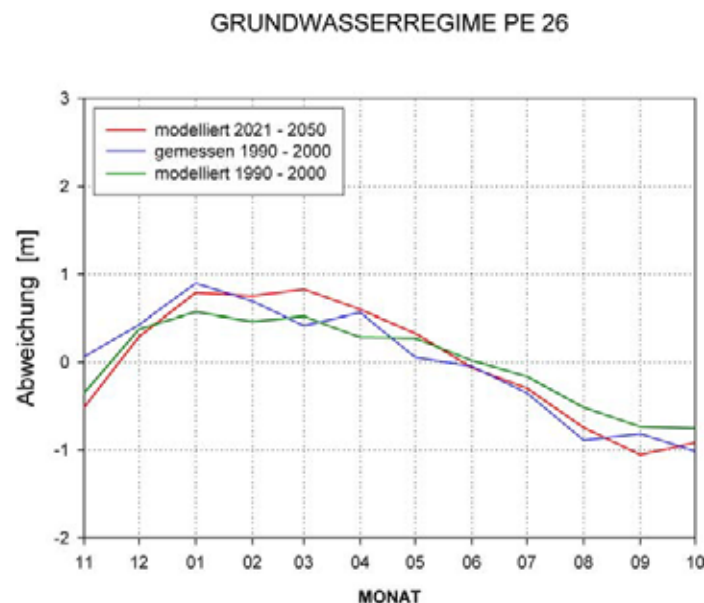


Abbildung 4.2.13.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime für den Grundwasserpegel PE26 für den Ist- Zustand und das Zukunftsszenario aus KLIWA.

Auch in TEZG 9 (PE26) ist die Auswirkung des Klimawandels auf das Grundwasserregime vergleichsweise stark: im Vergleich zum modellierten Regime der Vergangenheit werden Anstiege der mittleren Grundwasserspiegelstände von bis zu 31 cm im März errechnet und Abfälle von bis zu 33 cm für September. Insgesamt werden höhere mittlere Grundwasserstände in den Monaten Januar bis Mai berechnet, niedrigere in den Monaten Juni bis Dezember. Bei einem Vergleich mit den gemessenen Grundwasserständen der Vergangenheit werden sogar noch stärkere Abweichungen ermittelt: ein Anstieg von bis zu 42 cm im März und ein Abfall der mittleren Grundwasserspiegelstände von 57 cm im November. Das Gesamtbild bei einem Vergleich mit den gemessenen Grundwasserständen sieht etwas anders aus: ein Anstieg der

Grundwasserstände findet hier in den Monaten Februar bis August sowie Oktober statt, ein Abfall in den Monaten September und November bis Januar.

4.3. Fazit

Das Modell SWAT wurde für das Dreisameinzugsgebiet unter Verwendung eines digitalen Höhenmodells mit der Auflösung 50×50 m und der Landnutzungs- und Bodendaten aus dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (LUBW, 2007) aufgebaut.

Bei der Modellanwendung auf das Gebiet wurde nach dem „split sample test“ vorgegangen, d.h. die vorhandenen Meßreihen wurden in einen Kalibrierungs- und einen Validierungssatz aufgeteilt. Die Kalibrierung wurde für den Zeitraum von 1990 bis 2000 durchgeführt, die Validierung von 2000 bis 2006. Die Kalibrierung erfolgte anhand der gemessenen Abflusszeitreihen und Grundwasserspiegelstände für alle Abfluss- und Grundwasserpegel des Einzugsgebietes, auf Monatsbasis.

Die Modellergebnisse zeigen eine insgesamt zufriedenstellende Modellierung der monatlichen Abflüsse mit einem Nash- Sutcliffe- Wert von 0,75 für den Pegel Ebnet im Kalibrierungszeitraum. Jedoch werden die sommerlichen Abflüsse überschätzt und die winterlichen Abflussspitzen unterschätzt. Die Modelleffizienz wächst mit wachsender Einzugsgebietsgröße.

Für die Berechnung der Regimereaktion auf Klimaänderungen wurden Grundwasserpegel nach verschiedenen Kriterien ausgewählt: Zum einen sollte die natürliche Variabilität innerhalb des Untersuchungsgebietes berücksichtigt werden, zum anderen wurden nur Grundwasserpegel ausgewählt, für die die Modellierung der monatlichen Grundwasserspiegelschwankungen und Grundwasserregime für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum zufriedenstellend ist.

Die Modellierung der Grundwasserstände wurde nach den Kriterien Inzidenz, d.h. Stattfinden einer Reaktion auf ein Neubildungsereignis, nach der Reaktionsgeschwindigkeit auf ein Ereignis, dem Abbilden der Amplitude der Grundwasserspiegelschwankungen und der Modellierung längerfristiger Trends beurteilt. Für die Regimeberechnungen waren Zeitpunkt sowie Lage der Maxima und Minima im Jahresverlauf ausschlaggebend. Die Grundwasserregime wurden innerhalb des Untersuchungsgebietes unterschiedlich gut modelliert: in den Teileinzugsgebieten drei, vier und sechs konnte das Regime nicht abgebildet werden, wohingegen die Modellierung der restlichen Teileinzugsgebiete im Untersuchungsgebiet zufriedenstellend ist. Die Modelleffizienzen reichen hier von 0,62 bis 0,85.

Die Modellvalidierung zeigt, dass das Modell auch das veränderte Grundwasserregime der gemessenen Werte für 2000 bis 2006 nachvollziehen kann.

Bei der Berechnung der zukünftigen Grundwasserregime zeigt sich, dass die mittleren Grundwasserspiegelstände in den Monaten Januar bis Mai – je nach Lage im Untersuchungsgebiet unterschiedlich stark – ansteigen werden und in den Monaten Juni bis Dezember abfallen werden im Vergleich zum Regime der Grundwasserspiegelstände der Jahre 1990 bis 2000. Diese Modellergebnisse sind je nach untersuchtem Grundwasserpegel unterschiedlich aussagekräftig.

5. Unsicherheitsdiskussion

5.1. Potentielle Fehlerquellen

Angesichts der vielfältigen Fehlerquellen, die zur Unsicherheit der Modellergebnisse beitragen, soll keine Quantifizierung der Unsicherheit durchgeführt werden, sondern die Fehlerquellen sollen hier kurz angesprochen und diskutiert werden.

Eine weit verbreitete Methode, die Auswirkungen des Klimawandels zu untersuchen ist es, die Eingangsdaten in ein Niederschlag- Abfluss- Modell entsprechend den Zukunftsszenarien zu verändern und die Modellergebnisse dann statistisch zu untersuchen (BOORMAN und SEFTON, 1997). Nach BOORMAN und SEFTON (1997) ist die Unsicherheit dieser Modellergebnisse abhängig von vier Teilbereichen: der Methode zur Gewinnung der Klimaszenarien, dem Niederschlag- Abfluss- Modell, dem Untersuchungsgebiet bzw. der in diesem Gebiet gewonnenen Daten und der untersuchten hydrologischen Größe.

BOORMAN und SEFTON (1997) untersuchten die Auswirkung dieser vier Teilbereiche auf unterschiedliche hydrologische Größen in drei Einzugsgebieten in Großbritannien unter Verwendung von zehn verschiedenen Klimaszenarien und zwei verschiedenen Modellen. Die Unterschiede der Ergebnisse in der Studie von BOORMAN und SEFTON (1997) sind zwischen den Einzugsgebieten am größten mit bis zu 49 % Abweichung bei der Berechnung der Änderung des mittleren Abflusses, was zur Schlussfolgerung führt, dass die Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels regional durchgeführt werden soll.

Weiterhin stellten BOORMAN und SEFTON (1997) eine große Abweichung (bis zu 39 %) bei der Änderung des mittleren Abflusses zwischen den verschiedenen Modellen fest. Diese überraschend große Abweichung zwischen den Modellen ist nach BOORMAN und SEFTON (1997) auf die mangelnde Eignung eines der beiden Modelle zurückzuführen.

Auch die Auswahl der Szenarien hat einen großen Einfluss auf die Modellergebnisse: BOORMAN und SEFTON (1997) stellten maximale Abweichungen von 22 % bei der Berechnung der Änderung des mittleren Abflusses fest.

Im Nachfolgenden wird auf die unterschiedlichen Fehlerquellen eingegangen. Unter Unsicherheit der Eingangsdaten sind sowohl der Punkt Einzugsgebiet und Daten, als auch Klimaszenario zusammengefasst. Unter dem Punkt Modellunsicherheit ist hier die modellinterne Unsicherheit aufgrund der Vereinfachung der Wirklichkeit und der Auswahl der Modellparameter gemeint. BOORMAN und SEFTON (1997) gehen hauptsächlich auf die unterschiedlichen Modellergebnisse zwischen den verschiedenen Niederschlag- Abfluss- Modellen ein. Der Punkt „modellierte hydrologische Größe“ wird hier nicht diskutiert, da in dieser Arbeit das Grundwasserregime untersucht werden soll.

5.1.1. Unsicherheit der Eingangsdaten

Zuerst sind die Meßfehler zu nennen, welche sowohl die Klimadaten, die in das Modell eingehen, als auch die gemessenen Abfluss- und Grundwasserdaten, die zur Modellkalibrierung verwendet werden, betreffen. BAUMGARTNER und LIEBSCHER (1996) geben beispielsweise einen Fehler bei der Niederschlagsmessung in der BR Deutschland von mindestens 10 % an, welcher mit zunehmendem Schneeanteil größer wird. Ein weiterer Fehler entsteht dann bei der Interpolation der punktförmig vorliegenden Klimadaten.

Mit Unsicherheit der Eingangsdaten sind allerdings nicht nur die Meßfehler bei den Klimaparametern, welche in das Modell eingehen gemeint, sondern auch die bereits regionalisierten Eingangsdaten, welche für den Modellaufbau benötigt werden: die Bodenkarte, sowie die Landnutzungskarte und das Digitale Höhenmodell des Einzugsgebietes.

DI LUZIO ET AL. (2005) untersuchten den Einfluss dieser Daten auf die Modellierung von Abfluss und Sedimenttransport in einem kleinen Einzugsgebiet mit AVSWAT. Für das „Goodwin Creek“-Einzugsgebiet in Mississippi dienten zu diesem Zweck zwei verschiedene Digitale Höhenmodelle, drei Landnutzungskarten und zwei Bodenkarten in insgesamt zwölf Kombinationen als Eingangsdaten in das Modell. DI LUZIO ET AL. (2005) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass die Auswahl des digitalen Geländemodells maßgeblich war für eine realistische Einzugsgebietsdefinition, die Festlegung der Einzugsgebietsgrenzen sowie die topographischen Eingangsdaten und somit auch für die Modellsimulation. Vor allem bei kleinen Einzugsgebieten wirkt sich eine geringere Auflösung nachteilig aus, da sich eine ungenaue Berechnung der Einzugsgebietsfläche auf die Berechnung des Gebietsabflusses auswirkt. Die Auswahl der Landnutzungskarten hatte einen signifikanten Einfluss auf die Modellergebnisse, wohingegen eine Veränderung der Auflösung der Bodenkarten weniger Auswirkung hatte (DI LUZIO ET AL., 2005).

Auch CHAUBEY ET AL. (2005) untersuchten die Auswirkung der Auflösung des digitalen Höhenmodells auf die Unsicherheit der Modellergebnisse. Im 1890 ha großen „Moores Creek“-Einzugsgebiet wurden Modellrechnungen durchgeführt auf Grundlage von sieben unterschiedlichen digitalen Höhenmodellen, deren Auflösung von 30×30 m bis 1000×1000 m reichte. Die Ergebnisse der Untersuchungen von CHAUBEY ET AL. (2005) decken sich weitgehend mit denen von DI LUZIO ET AL. (2005): eine gröbere Auflösung hat eine Abnahme der modellierten Abflüsse zur Folge aufgrund der Auswirkung auf die Einzugsgebietsdefinition. Um im „Moores Creek“-Einzugsgebiet eine minimale Abweichung der modellierten Abflüsse von den gemessenen von weniger als 10 % zu erreichen ist mindestens eine Auflösung des digitalen Höhenmodells zwischen 100 und 200 nötig.

Bei der Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels ist die Auswahl des Klimamodells, sowie der Klimaszenarien, welche in das Modell eingehen sollen von großer Bedeutung. Aus KLIWA (2006) geht hervor, dass die Ergebnisse der unterschiedlichen Klimamodelle bereits eine erhebliche Bandbreite aufweisen.

Neben der Variation der Ergebnisse zwischen den jeweils verwendeten Klimamodellen ist auch die Auswahl der Emissionsszenarien mit bedeutenden Unsicherheiten verbunden. Zum Beispiel ist es außergewöhnlich schwierig für das wichtigste Treibhausgas Wasserdampf, Trendanalysen zu machen, weil die Messung des Anteiles von

Wasserdampf in der Atmosphäre über einen längeren Zeitraum immer noch Probleme bereitet (KLIWA, 2000). Abbildung 5.1.1 veranschaulicht die Auswirkung der Auswahl der Emissionsszenarien auf die zukünftige Änderung der Lufttemperatur. Das bei KLIWA verwendete Emissionsszenario B2 liegt hier im Vergleich im mittleren Bereich. Je weiter die Vorhersagen in die Zukunft reichen, desto weiter gehen die Ergebnisse aus den unterschiedlichen Szenarien auseinander. Das heißt auch, dass die Unsicherheit steigt, je weiter in die Zukunft extrapoliert wird.

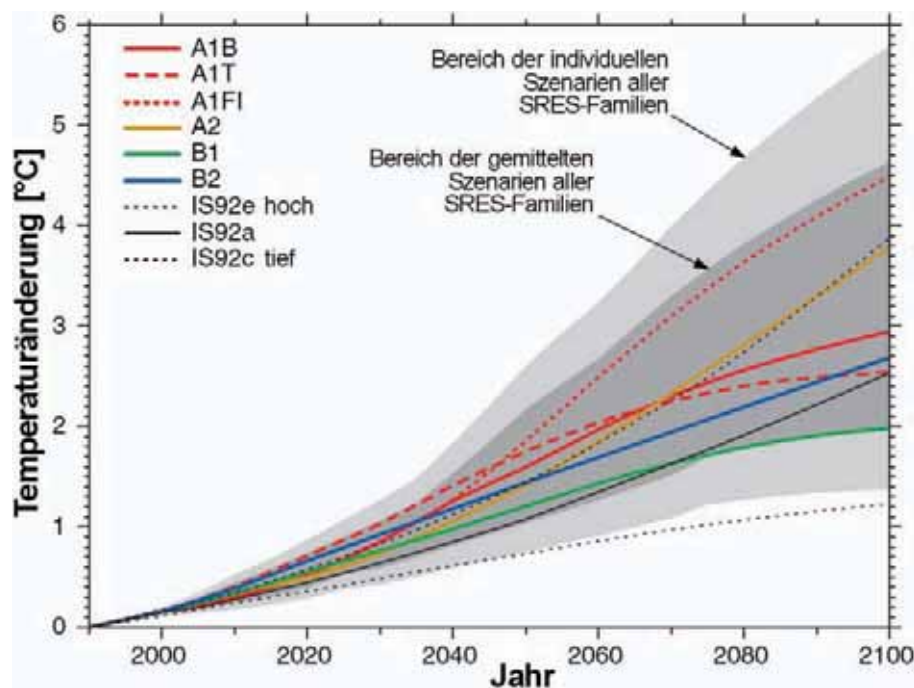


Abbildung 5.1.1.: Änderung der mittleren globalen Lufttemperatur unter Verwendung verschiedener Emissionsszenarien des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), bezogen auf den Wert von 1990. Aus KLIWA (2000), verändert.

Ein weiterer Punkt, der im Zusammenhang mit dem verwendeten Klimaszenario zur Unsicherheit beiträgt, ist die räumliche sowie zeitliche Auflösung des verwendeten Klimaszenarios: für die gesamte Region Oberrhein wurden die gleichen Werte ausgegeben, obwohl es klimatisch in diesem Raum durchaus Variationen gibt. Außerdem wurde lediglich zwischen hydrologischem Sommer- und Winterhalbjahr unterschieden. Eventuell wäre eine monatliche Auflösung für die Bearbeitung der Fragestellung sinnvoller.

5.1.2. Modellunsicherheit

Unter Modellunsicherheit wird hier zum einen die Unsicherheit aufgrund der Modellstruktur verstanden. Da ein Modell die Wirklichkeit immer nur vereinfacht darstellen kann, müssen durch die vereinfachenden Modellstrukturen Unsicherheiten in Kauf genommen werden. In dieser Arbeit ist vor allem das bereits in Kapitel 3 beschriebene, sehr vereinfachte Grundwassermodul zu nennen.

Neben der Modellstruktur trägt auch die Auswahl der Modellparameter einen Teil zur Unsicherheit der Ergebnisse bei. Das Modell SWAT erfordert eine Vielzahl unge-

messener Parameter, die jeweils innerhalb der HRU's variiert werden können. Dabei können unterschiedliche Parameterkombinationen gleich gute Ergebnisse liefern.

FITZHUGH und MACKAY (2000) untersuchten den Einfluss der räumlichen Aggregation der Eingangsparameter auf die Genauigkeit der Modellergebnisse von SWAT im „Pheasant Branch“- Einzugsgebiet: bei einer Verringerung der durchschnittlichen Teileinzugsgebietsfläche von 1593 ha auf 26 ha stieg die Modelleffizienz bei der Berechnung der jährlichen Abflussmenge von 0,117 auf 0,248 an. Die Auswirkung der Anzahl der Teileinzugsgebiete wird von FITZHUGH und MACKAY (2000) als nicht allzu groß erachtet. Als Grund dafür wird ein ähnlicher Trend der mittleren Werte für die „Curve Numbers“ angegeben, welcher die Abflussbildung steuert.

5.2. Fazit

BOORMAN und SEFTON (1997) stellen fest, dass es zwar wichtig ist, sich über die zahlreichen Unsicherheiten bei der Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels im Klaren zu sein, doch sind, wie aus vielen Untersuchungen hervorging, diese nicht so groß, als dass sie die Modellergebnisse ungültig machen würden. Bei einer Berücksichtigung aller Faktoren und Rückkopplungen, welche den zukünftigen Wasserhaushalt beeinflussen könnten, müssten viele Annahmen auch über sozioökonomische Faktoren gemacht werden. Beispielsweise darüber, wie die Entscheidung eines Bauern über die Auswahl der angebauten Frucht beeinflusst wird (BOORMAN und SEFTON, 1997). Darüber hinaus ist es von großer Bedeutung, schon zu einem frühen Zeitpunkt Aussagen über zukünftige Entwicklungen machen zu können, damit Probleme schon im Vorfeld angesprochen werden können (BOORMAN und SEFTON, 1997).

6. Schlussfolgerungen

6.1. Verbesserungsvorschläge

Um die Prozesse, die sich im Einzugsgebiet abspielen, besser mit dem Modell abzubilden, empfiehlt es sich, das Modell auf Tageswertbasis zu kalibrieren. So kann die richtige Darstellung von Prozessen, die auch einen Tagesgang aufweisen, wie zum Beispiel Schneeschmelze oder Evaporation, gewährleistet werden.

Wie in Kapitel 5 bereits angesprochen ist laut den Untersuchungsergebnissen von DI LUZIO ET AL. (2005) eine Verbesserung der Landnutzungskarte als Eingangsgröße in das Modell sinnvoll um eine verbesserte Modellrechnung zu erhalten. Zum einen wurde für den Modellaufbau im Dreisameinzugsgebiet eine Karte aus dem Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg (LUBW, 2007) aus dem Jahr 1990 benutzt. Zum Anderen wurde die bereits bestehende Landnutzungsdatenbank des Modells nicht erweitert, sondern auf die bereits bestehenden Landnutzungsformen des Modells zurückgegriffen.

Ein weiterer wichtiger Punkt speziell im Hinblick auf die Modellierung der Grundwasserneubildung ist die derzeit nicht in dem Modell berücksichtigte indirekte Grundwasserneubildung, die in dem Untersuchungsgebiet, wie schon in Kapitel 2 beschrieben, eine wichtige Rolle spielt. Diese könnte dadurch berücksichtigt werden, dass auch die Sickerverluste aus dem Gerinnebett für das jeweilige Teileinzugsgebiet zur Grundwasserneubildung gerechnet werden und bei der Berechnung der Grundwasserstände berücksichtigt werden.

Neben der Verbesserung des vorhandenen Grundwassermoduls besteht auch die etwas aufwändigere Möglichkeit, ein numerisches Grundwassermodell mit SWAT zu koppeln. Bei einer Modellanwendung im „Rattlesnake Creek“- Einzugsgebiet veränderten SOPHOCLEOUS ET AL. (1999) das numerische Grundwassermodell MODFLOW sowie SWAT und koppelten diese dann zu SWATMOD, um Wassermangelsituationen im Einzugsgebiet zu analysieren. Abbildung 6.1.1 zeigt auf, wie diese Kopplung der Modelle von SOPHOCLEOUS ET AL. (1999) schematisch aussieht. Die Interaktion zwischen Fluss und Aquifer wird hier vom hydraulischen Gradienten quer zum Flussbett gesteuert.

Von allen in Kapitel 5 angesprochenen Quellen der Unsicherheit ist die Auswahl des Klimaszenarios vermutlich dominant. Daher ist es sinnvoll noch weitere Modellrechnungen mit unterschiedlichen Klimaszenarien, welche beispielsweise aus statistischen Untersuchungen gewonnen wurden, durchzuführen, um die Bandbreite der möglichen Entwicklungen aufzuzeigen.

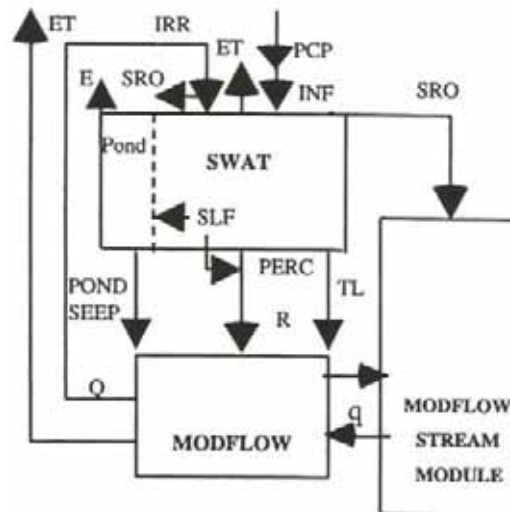


Abbildung 6.1.1.: Schematische Darstellung der Kopplung von SWAT und MODFLOW; dabei ist PCP=Niederschlag, INF=Infiltration, ET=Evapotranspiration, IRR=Bewässerung, E=Evaporation, SLF=Zwischenabfluss, PERC=Perkolation, R=Grundwasserneubildung, TL=Versickerung aus Flussbett, Q=Pumpen aus dem Aquifer, POND SEEP=Versickerung aus Seen und q=Versickerung aus Flussbett. Aus SOPHOCLEOUS ET AL. (1999).

6.2. Fazit aus der Modellierung

6.2.1. Ergebnisse

Bei einer Betrachtung der Güte der Modellierung der Grundwasserregime kann folgendes festgestellt werden: sehr gute Ergebnisse der Modellierung mit Effizienzen über 0,75 und einer insgesamt guten Abbildung des Regimeverhaltens werden für die Grundwasserpegel PE23, PE26, PE33, PE34 und PE3 erreicht. Diese Grundwasserpegel haben die Lage in Gebieten mit relativ geringen hydraulischen Leitfähigkeiten gemeinsam. Außerdem liegen diese Pegel (außer PE3) im südlichen Teil des Zartener Beckens, in dem sowohl die Verweilzeiten, als auch die Aquifermächtigkeiten geringer sind.

Für die Grundwasserpegel PE2, PE25, PE6, PE40 und PE20 werden nur sehr schlechte Modellergebnisse mit Effizienzen kleiner 0,45 erreicht. Insgesamt wird das Grundwasserregime für diese Pegel falsch dargestellt: die maximalen Grundwasserstände werden hier für die Monate Mai, Juni und Juli modelliert, statt für die Monate Januar und Februar. Diese Grundwasserpegel haben die Lage im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes mit hoher hydraulischer Durchlässigkeit gemeinsam.

Die Auswirkung der Klimaveränderung auf die Grundwasserregime der untersuchten Pegel ist recht unterschiedlich. Abbildung 6.2.1 zeigt die Abweichung der modellierten zukünftigen Grundwasserregime für die untersuchten Grundwasserpegel von den modellierten Grundwasserpegeln für den Zeitraum 1990 - 2000. Zunächst ist ein Anstieg der mittleren monatlichen Grundwasserspiegelstände für alle Pegel in den Monaten Januar bis Mai zu beobachten und ein Abfall in den Monaten Juni bis Dezember. Ausnahmen hiervon sind PE1 und PE41: hier findet auch ein Anstieg in den Monaten Juni und August bzw. September bis November statt. Die maximalen Anstiege sind für alle untersuchten Pegel im April auszumachen, die maximalen

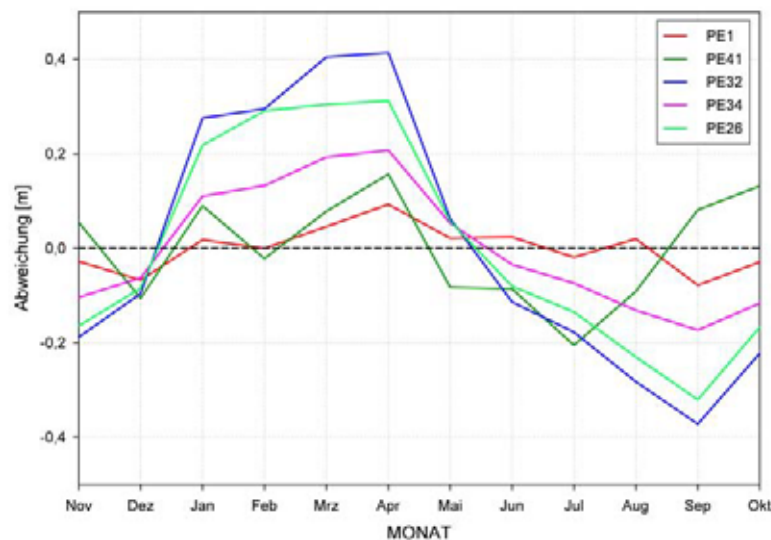


Abbildung 6.2.1.: Abweichung der Grundwasserregime für das Zukunftsszenario 2021 - 2050 von den modellierten Grundwasserregimen für 1990 - 2000.

Abfälle im September, außer für Pegel PE41, der einen maximalen Abfall im Juli aufweist.

Bei den Pegeln PE1 und PE41 ist der Einfluss der Klimaänderung insgesamt weniger groß. PE1 zeigt einen maximalen Anstieg des Regimes von 9 cm im April und einen maximalen Abfall von 8 cm im September. PE41 reagiert etwas stärker mit einem Anstieg von 16 cm im April und einem Abfall von 21 cm im Juli. Gemeinsam haben diese beiden Pegel die Lage im Norden des Untersuchungsgebietes.

Maximale Abweichungen sind für PE32 zu beobachten: ein Anstieg von 41 cm im April und ein Abfall von 37 cm im September. Auch für PE26 ist die Reaktion auf das Klimaszenario relativ stark. Diese Pegel haben eine Lage im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes gemeinsam, in dem relativ geringe hydraulische Leitfähigkeiten und Aquifermächtigkeiten vorliegen.

Weniger einheitlich sehen die Zukunftsprognosen bei einem Vergleich mit den gemessenen Grundwasserregimen aus. Der Grund dafür ist, dass die modellierten zukünftigen Grundwasserregime für die Pegel PE1 und PE41 weniger von den modellierten Grundwasserregimen der Vergangenheit abweichen, als von den gemessenen Grundwasserregimen der Vergangenheit, wie in den Abbildungen 4.2.9 und 4.2.10 gut zu sehen. Aus diesem Grund macht eine Interpretation der in Abbildung 6.2.2 dargestellten Abweichungen für PE1 und PE41 keinen Sinn. Für die Pegel PE32, PE34 und PE26 sind die Abweichungen der modellierten Zukunftsregime von den gemessenen Regimen der Vergangenheit aussagekräftiger. In Abbildung 6.2.3 sind diese wegen der besseren Übersichtlichkeit für PE32, PE34 und PE26 gesondert dargestellt.

Die in Abbildung 6.2.3 dargestellten Abweichungen verschieben sich im Vergleich zu denen in Abbildung 6.2.1 einen Monat nach hinten: Anstiege der mittleren Grundwasserspiegelstände aufgrund des Klimawandels werden hier für die Monate Februar bis Juni verzeichnet, Abfälle von Juli bis Januar mit Ausnahme des Pegels PE26 für den auch leichte Anstiege im August und Oktober modelliert werden.

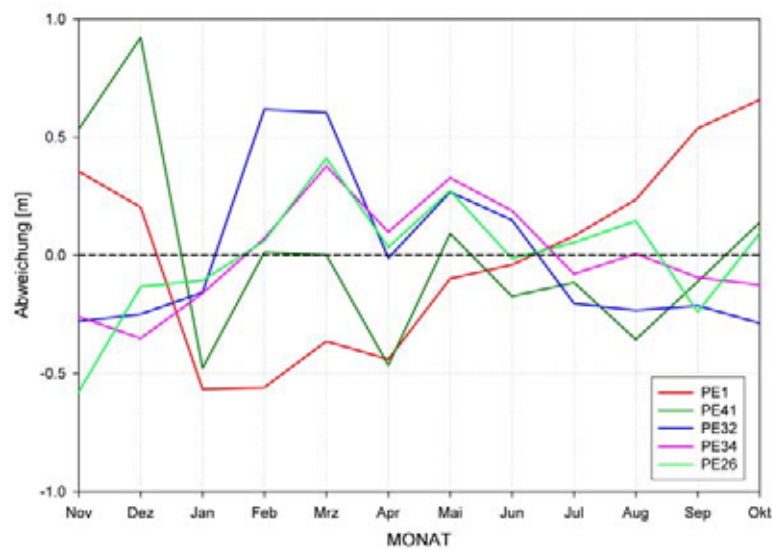


Abbildung 6.2.2.: Abweichung der Grundwasserregime für das Zukunftsszenario 2021 - 2050 von den gemessenen Grundwasserregimen für 1990 - 2000.

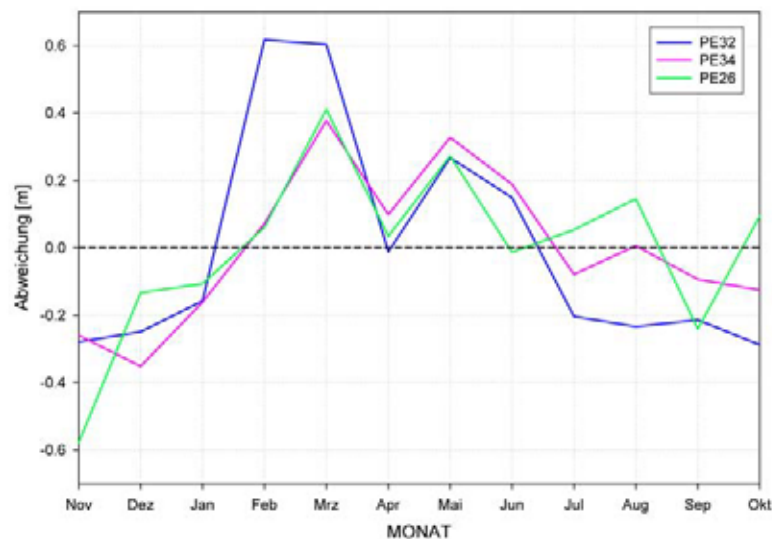


Abbildung 6.2.3.: Abweichung der Grundwasserregime für das Zukunftsszenario 2021 - 2050 von den gemessenen Grundwasserregimen für 1990 - 2000.

Da bei der Modellierung der Regime von 1990 bis 2000 die gemessenen Maxima im Januar unterschätzt wurden, erklärt es sich, dass für diesen Monat kein zukünftiger Anstieg prognostiziert wird.

Das Auftreten der maximalen Anstiege bei einem Vergleich mit gemessenen Regimen verschiebt sich zu den Monaten Februar bzw. März, da der sekundäre Anstieg der gemessenen Grundwasserspiegelstände im April ebenfalls vom Modell nicht nachgezeichnet wird. Die maximalen Abweichung sind hier höher als beim Vergleich mit den modellierten Regimen: für PE32 zum Beispiel ist ein maximaler Anstieg von 62 cm im Februar zu verzeichnen.

Maximale Absenkungen treten, je nach untersuchtem Grundwasserpegel, in den Monaten Oktober bis Dezember auf.

Die Klimavorhersagen aus KLIWA besagen, dass die Niederschläge im Untersuchungsgebiet während der Monate November bis April ansteigen werden und von Mai bis Oktober abfallen werden. Dieser zukünftige Niederschlagsinput wirkt sich dann mit einer ca. zweimonatigen Verzögerung auf das Grundwasserregime im Untersuchungsgebiet aus. Die Modellierung des Grundwasserregimes ergibt einen Zuwachs der mittleren Grundwasserspiegelstände von Januar bis Mai bzw. Juni und eine Abnahme von Juli bis Dezember.

6.2.2. Bewertung der Methode

Angeichts der in Kapitel 5 diskutierten Unsicherheiten und der Tatsache, dass die modellierten Regime der Zukunft teilweise weniger von den modellierten Grundwasserregimen der Vergangenheit abweichen, als von den gemessenen, sollten die in Abschnitt 6.2.1 dargestellten Ergebnisse lediglich als Größenordnungen dienen um die Auswirkungen des Klimawandels abzuschätzen.

Da das in SWAT integrierte Grundwassermodul flächenkonzentriert ist und daher nicht detailliert genug, um variable Pumpraten und verteilte Grundwasserparameter zu berücksichtigen, können Grundwasserstände nicht exakt simuliert werden (SOPHOCLEOUS ET AL., 1999). Um verlässlichere Aussagen zu erhalten, ist es beispielsweise sinnvoll das Grundwassermodul durch ein numerisches Grundwassermodell zu ersetzen, wie es SOPHOCLEOUS ET AL. (1999) getan haben.

6.3. Fazit

Obwohl sich die Klimaveränderung auf die Grundwasserregime der untersuchten Pegel recht unterschiedlich auswirkt, kann festgestellt werden, dass ein Anstieg der mittleren monatlichen Grundwasserspiegelstände für alle Pegel in den Monaten Januar bis Mai zu beobachten ist und ein Abfall in den Monaten Juni bis Dezember.

Maximale Anstiege sind für alle untersuchten Pegel im April auszumachen, die maximalen Abfälle im September. Die Abweichungen vom Grundwasserregime der Vergangenheit bewegen sich im Bereich von wenigen Zentimetern bis zu einem halben Meter.

Aufgrund der zahlreichen Unsicherheiten, die bei der Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auftreten, sollten diese Ergebnisse lediglich als Größenordnungen dienen um eine zukünftige Entwicklung abzuschätzen.

Um manche Unsicherheiten bei der Bearbeitung der Fragestellung auszuschalten oder zu quantifizieren, empfiehlt es sich, entweder das verwendete Modell zu verbessern bzw. zu erweitern oder ein numerisches Grundwassermodul mit einem hydrologischen Modell zu koppeln.

A. Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Symbol	Bedeutung [Einheit]
Abw	Abweichung [%]
α_{gw}	Rezessionskonstante des Basisabflusses
aq	Speichergehalt des Aquifers [mm]
β_r	Evaporationskoeffizient
β_{deep}	Tiefenperkolationskoeffizient
δ_{gw}	Verzögerungsfaktor
E_a	aktuelle Evapotranspiration [mm]
E_0	potentielle Evapotranspiration [mm]
h_{wtbl}	Piezometerhöhe [m]
$\bar{h}$	Bezugsgrundwasserspiegel [m]
K_{sat}	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [mm/d]
L_{gw}	Abstand zum Vorfluter [m]
μ	Speicherkoeffizient [m/m]
q	gemessener Abfluss [m ³ /s]
q'	modellierter Abfluss [m ³ /s]
Q_{gw}	Basisabfluss [mm]
Q_{surf}	Oberflächenabfluss [mm]
R	Niederschlag [mm]
R^2	Modelleffizienz
SW	Bodenwassergehalt [mm]
V_{gem}	gemessenes Abflussvolumen [m ³]
V_{mod}	modelliertes Abflussvolumen [m ³]
w_{deep}	Grundwasserneubildung in den tiefen Aquifer [mm]
w_{perc}	Perkolation aus dem Bodenprofil [mm]
w_{pump}	aus dem Aquifer gepumpte Wassermenge [mm]
w_{rchrq}	Grundwasserneubildung [mm]
w_{revap}	kapillar aufsteigende Wassermenge [mm]
w_{seep}	gesamte Perkolation [mm]

Abkürzung	Bedeutung
Abb.	Abbildung
ARC/EGMO	Programmsystem zur GIS-gestützten hydrologischen Modellierung
ArcView, ArcGis	Geoinformationssysteme von ESRI (Environmental Systems Research Institute)
AVSWAT-X	Neueste Modellversion von SWAT, in ArcView integriert
BLfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
bzw.	beziehungsweise
DWD	Deutscher Wetterdienst
ECHAM4	Atmospheric General Circulation Model
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geoinformationssystem
GRASS	Geographic Resources Analysis Support System
HRU	Hydrological Response Unit
HUMUS	Hydrologic Unit Model for the United States
IHF	Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KLIWA	Kooperationsprojekt "Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft"
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
m ü. NN	Meter über Normalnull (Normaal Amsterdams Peil)
MQ	mittlerer Abfluss für einen bestimmten Zeitraum
MR	Meteo-Research
OPYC3	Ocean General Circulation Model
PE	Pegel
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
REMO	regionales dynamisches Klimamodell
SRES	Special Report on Emissions Scenarios
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWATMOD	Kopplung von SWAT mit dem numerischen Grundwassermodell MODFLOW
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins
Tab.	Tabelle
TEZG	Teileinzugsgebiet
TRANSSIN-II	numerisches Strömungs- und Transportmodell
WaBoA	Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

B. Anhang

Tabelle B.0.1.: Mit dem MR- Modell ermittelte Differenz zwischen Szenario 2021-2050 und Simulation des Ist-Zustands 1971-2000 aus KLIWA für die KLIWA- Region Rhein.

Klimaparameter	Jahr	Mai - Okt.	Nov. - Apr.
maximale Lufttemperatur	+1,5 °C	+1,5 °C	+0,2 °C
mittlere Lufttemperatur	+1,8 °C	+1,4 °C	+2,1 °C
minimale Lufttemperatur	+4,0 °C	+0,8 °C	+4,0 °C
Niederschlag	+129 mm (+10,5 %)	-30 mm (-4,7 %)	+160 mm (+27,2 %)
Relative Luftfeuchte	-1,3 %	-1,7 %	-1,0 %
Luftdruck	-0,4 hPa	+0,1 hPa	-0,9 hPa
Dampfdruck	+1,2 hPa	+1,1 hPa	+1,2 hPa
Sonnenscheindauer	+0,3 h	+0,4 h	+0,0 h
Bewölkungsgrad	-0,1/8	-0,3/8	+0,0/8
Windgeschwindigkeit	+0,2 m/s	+0,0 m/s	+0,4 m/s

Tabelle B.0.2.: SWAT- Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet.

Landnutzungsklasse	Beschreibung
AGRL	Ackerbau
APPL	Intensivobstbau
FRSD	Laubwald
FRSE	Nadelwald
FRST	Mischwald
ORCD	locker baumbestandene Bereiche
PAST	Grünland
UIDU	Industriegebiet
URHD	Siedlungsgebiet, dicht besiedelt
URLD	Siedlungsgebiet, locker besiedelt
WATR	Wasserflächen
WETL	Feuchtflächen

Tabelle B.0.3.: Leitbodengesellschaften im Einzugsgebiet.

SWAT- Boden- klasse	Beschreibung
BRAUNh	Braunerde, stellenweise humos, aus sandig-lehmigen Fließerden und Schuttdecken sowie stellenweise Geschiebelehm
BRAUNPOD	Humose Braunerde bis Podsol aus steinig-sandigem Moränenmaterial sowie Moor
MOOR	Nieder- und Hochmoor
BRAUN	Braunerde aus sandig-lehmigen Fließerden und Schuttdecken
BRAUNREG	Braunerde, Regosol und Ranker aus Hangschutt und Kristallingestein
BRAUNsh	Braunerde, stellenweise humos, aus sandig-lehmigen Schuttdecken
BRAUNsph	Braunerde, stellenweise podsolig oder humos aus sandig-lehmigen Schuttdecken
BRAUNsp	Braunerde, stellenweise podsolig, aus sandig-lehmigen Schuttdecken
BRAUNlu	Braunerde aus lehmig-schluffigen Deckschichten über Kies
AUEN	Brauner Auenboden und Auengley - Brauner Auenboden aus Auensand und -lehm über Kies
GLEY	Auengley bis Brauner Auenboden aus Auensand und -lehm über Kies
pBRAUN	Braunerde und podsolige Braunerde aus grusig-lehmigen Fließerden über Schutt und Gesteinszersatz
ORT	Ortslagen, i. allg. größer als 8 km ² , mit überbauten und stark veränderten Böden

Tabelle B.0.4.: Bodenparameter der Leitbodengesellschaften im Dreisameinzugsgebiet.

SNAME	HYD GRP (A,B, C,D)	SOL _ZMX [mm]	SOL _Z [mm]	SOL _BD [g/ cm ³]	SOL _AWC [mm/ mm]	SOL_K [mm/ hr]	SOL _CBN [%soil weight]	CLAY [%soil weight]	SAND [%soil weight]	SILT [%soil weight]	ROCK [%to- tal weight]	SOL _ALB [fracti- on]	USLE _K [0,013 tm ² hr/ (m ³ tcm)]
BRAUNh	A	600	600	1,3	0,19	30	7	10	66	24	30	0,1	0,2
BRAUNPOD	C	600	600	1,3	0,2	2	13	21	57	22	30	0,1	0,2
MOOR	B	850	850	1,3	0,29	2	13	21	57	22	2	0,1	0,2
BRAUN	A	600	600	1,3	0,19	30	7	10	66	24	30	0,1	0,2
BRAUNREG	B	300	300	1,3	0,17	30	7	10	66	24	60	0,1	0,2
BRAUNsh	B	300	300	1,3	0,4	30	7	10	66	24	60	0,1	0,2
BRAUNsph	B	300	300	1,3	0,38	30	7	10	66	24	60	0,1	0,2
BRAUNsp	A	600	600	1,3	0,19	30	7	10	66	24	30	0,1	0,2
BRAUNlu	B	600	600	1,3	0,19	7	7	15	8	77	30	0,1	0,2
AUEN	A	850	850	1,3	0,14	30	7	10	66	24	2	0,1	0,2
GLEYS	A	600	600	1,3	0,19	30	7	10	66	24	30	0,1	0,2
pBRAUN	B	600	600	1,3	0,19	7	7	20	45	35	30	0,1	0,2
ORT	D	0	0	1,3	0	0	0	33	33	34	90	0,1	0,2

Tabelle B.0.5.: Modellparameter der gemessenen Teileinzugsgebiete in SWAT.

Parameter	Erklärung	default	range	Pegel Zastler	Pegel St. Wilhelm	Pegel Brugga	Pegel Wiesneck	Pegel Fal-kensteig	Pegel Ebnet
SFTMP	Schneefalltemperatur [°C]	1,0	0 - 5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
SMTMP	Schneeschnmelztemperatur [°C]	0,5	0 - 5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SMFMX	Schneeschnmelzfaktor 21 Dez. [mm/°Cd]	4,5	0 - 10	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
SMFMN	Schneeschnmelzfaktor 21 Jun. [mm/°Cd]	4,5	0 - 10	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
TIMP	Verzögerungsfaktor Schneedecken-temperatur	1,0	0,01 - 1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
GW_DELAY	Verzögerungsfaktor Grundwasser [d]	31	0 - 50	25,0	25,0	10,0	20,0	10,0	10,0
ALPHA_BF	Rezeptionskonstante Basisabfluss [d]	0,048	0 - 1	0,013	0,013	0,100	0,100	0,001	0,100
GWQMN	Grenzgrundwasserstand für Basis-abfluss [mm]	0	0 - 5000	0	0	0	1000	1000	0
RCHRG_DP	Anteil der Tiefenperkolation	0	0 - 1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,050
CANMX	Maximaler Interzeptionsspeicher [mm]	0	0 - 10	7	5	5	10	5	5
ESCO	Kompensationsfaktor Bodenevapo-ration	0	0 - 1	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,000
SLSOIL	Hanglänge Zwischenabfluss [m]	0	-	20	10	10	20	0	0
LAT_TTIME	Fließzeit Zwischenabfluss [d]	0	-	10	5	5	10	0	0
SOL_AWC	Nutzbare Feldkapazität [mm/mm]	-	0 - 1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3
CH_K2	Hydraulische Leitfähigkeit Flussbett [mm/h]	0	0 - 150	0	50	10	0	10	5
CH_N	Manning- Wert Hauptgerinne	0,014	-0,01 - 0,3	0,014	0,014	0,014	0,100	-0,010	0,014

Tabelle B.0.6.: Zuordnung der gemessenen Gebiete zu den SWAT- Teileinzugsgebieten.

Gemessenes Teileinzugsgebiet	SWAT- Teileinzugsgebiet
Dreisameinzugsgebiet (Pegel Ebnet)	sub 1 - 12, 14
Bruggaeinzugsgebiet	sub 18, 19, 20
St. Wilhelmer Talbach- Einzugsgebiet	sub 24
Zastlerbacheinzugsgebiet	sub 21
Rotbacheinzugsgebiet	sub 16, 17, 22
Wagensteigbacheinzugsgebiet	sub 13, 15, 23

Tabelle B.0.7.: Mittlere monatliche Fördermengen aus dem Aquifer des Zartener Becken nach Teileinzugsgebieten in 10^4 m^3 .

TEZG	Brunnen	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
2	HU1, HU2	1,75	1,75	1,78	1,70	1,75	1,66	1,73	1,71	1,69	1,74	1,68	1,69
3	S1	0,37	0,37	0,35	0,36	0,34	0,31	0,26	0,20	0,14	0,14	0,21	0,30
4	K4	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04
5	K5	0,04	0,05	0,04	0,04	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,08	0,05	0,06
6	K2, K3, R5, S2	0,65	0,70	0,71	0,69	0,72	0,76	0,76	0,72	0,70	0,71	0,66	0,65
7	L3	0,12	0,13	0,14	0,14	0,15	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,15	0,13
9	S4	0,18	0,18	0,19	0,19	0,17	0,16	0,15	0,14	0,15	0,15	0,18	0,17

Tabelle B.0.8.: Parameter zur Berechnung der Grundwasserstände.

Parameter	Erklärung	PE1	PE41	PE32	PE34	PE26
delta_gw	Verzögerungsfaktor GWN [d]	9,0	3,3	2,1	2,7	2,5
K_sat	hyd. Leitfähigkeit [m/d]	15,38	15,38	9,94	9,94	8,45
L_gw	Abstand zum Vorfluter [m]	166	153	415	317	87
alpha_gw	Rezessionskonstante	0,110	0,090	0,170	0,220	0,064
mu	Speicherkoeffizient [-]	0,040	0,045	0,160	0,220	0,450
w_rchrg,i-1	GWN zum Zeitpunkt i-1 [mm]	18	0	25	25	45
h_quer	Bezugsgrundwasserspiegel	310,9	338,5	339,0	349,0	338,0

Tabelle B.0.9.: Übersicht über die Curve Numbers der HRU's in den jeweiligen Teileinzugsgebieten.

LANU	Bod	default	Teileinzugsgebiet					
			1-12, 14	13, 15, 23	16, 17, 22	18, 19, 20	21	24
URHD	ORT	87	87	-	-	-	-	-
URLD	ORT	83	83	-	-	-	-	-
	AUEN	45	45	-	-	-	-	-
PAST	BRAUN	49	49	55	-	-	-	-
	AUEN	49	40	49	-	-	-	-
	BRAUNlu	69	60	-	-	-	-	-
	BRAUNsp	49	40	55	49	35	-	-
	BRAUNsph	69	60	75	-	-	-	-
	BRAUNsh	69	60	-	-	60	60	-
	BRAUNh	49	-	-	49	49	45	45
	BRAUNPOD	79	-	-	79	-	-	60
	ORT	84	80	-	-	-	-	-
	BRAUNsph	66	66	72	-	-	-	-
FRSD	BRAUNh	45	40	-	-	45	40	40
	BRAUNsh	66	40	-	-	66	60	-
	BRAUNPOD	77	-	-	-	-	-	70
	BRAUNREG	66	-	70	-	-	-	60
	BRAUNsp	45	40	50	-	50	-	-
	BRAUNsph	55	50	60	55	-	-	-
FRSE	BRAUNsp	25	20	30	25	-	-	-
	BRAUNh	25	20	-	25	30	20	20
	BRAUNsh	55	50	55	-	60	60	-
	BRAUNPOD	70	-	70	-	-	-	-
	BRAUNREG	66	-	-	66	70	-	60
	MOOR	55	-	-	55	-	-	-
	ORT	77	70	-	-	-	-	-
	BRAUNh	36	30	-	-	35	30	30
FRST	BRAUNREG	60	-	-	-	-	-	60
	BRAUNsh	60	60	-	-	50	60	-
	BRAUNsp	36	30	-	-	-	-	-
	BRAUNlu	77	50	-	-	-	-	-
AGRL	AUEN	67	60	-	-	-	-	-

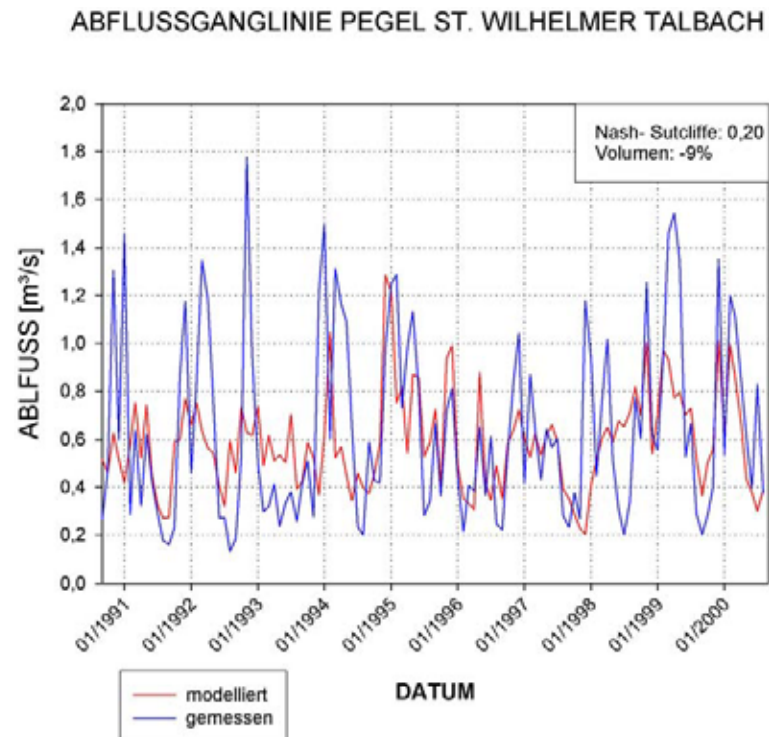


Abbildung B.0.1.: Modellerte und gemessene Abflussganglinie am Pegel St. Wilhelmer Talbach für den Kalibrierungszeitraum.

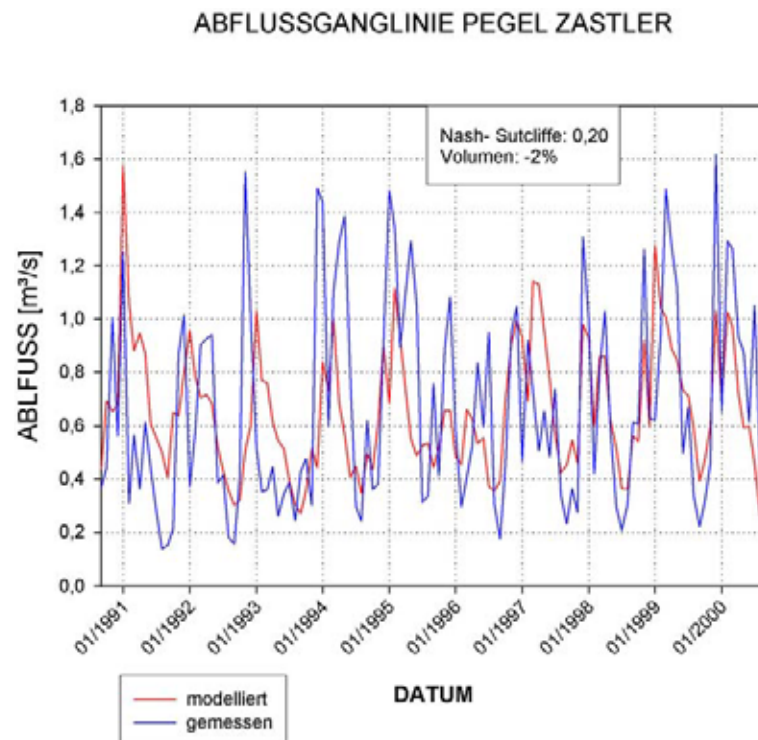


Abbildung B.0.2.: Modellerte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Zastler für den Kalibrierungszeitraum.

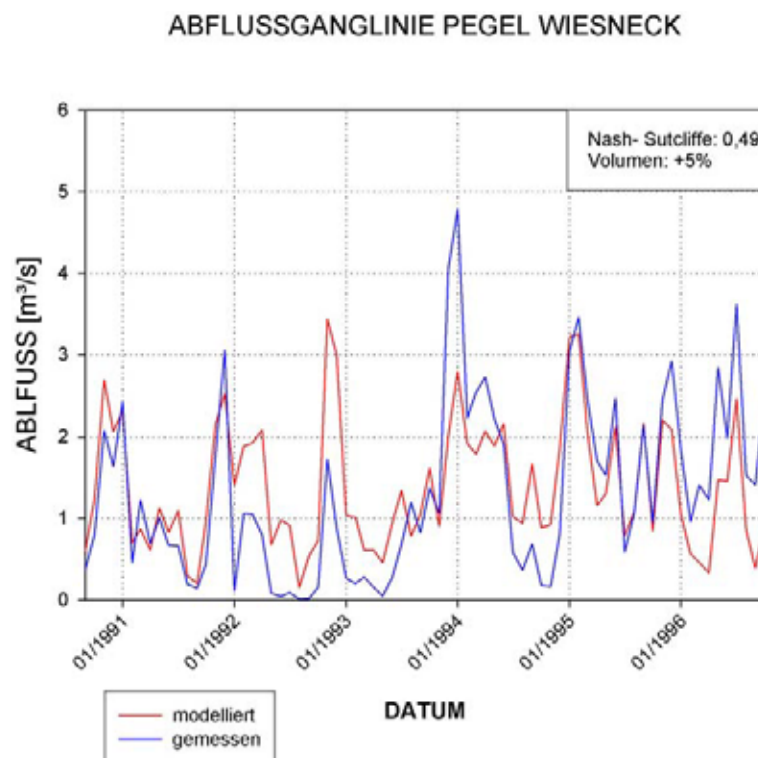


Abbildung B.0.3.: Modellerte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Wiesneck für den Kalibrierungszeitraum.

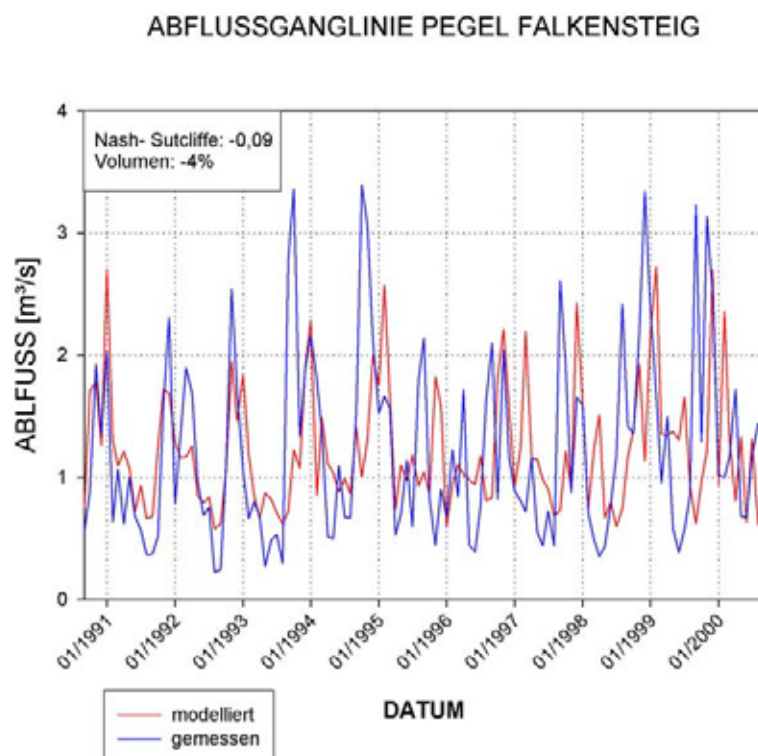


Abbildung B.0.4.: Modellerte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Falkensteig für den Kalibrierungszeitraum.

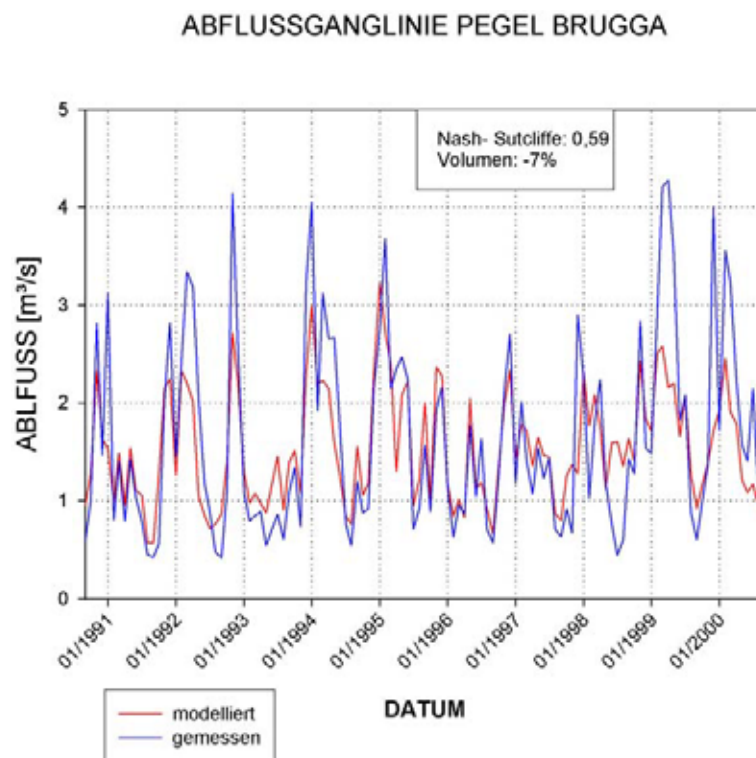


Abbildung B.0.5.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Brugga für den Kalibrierungszeitraum.

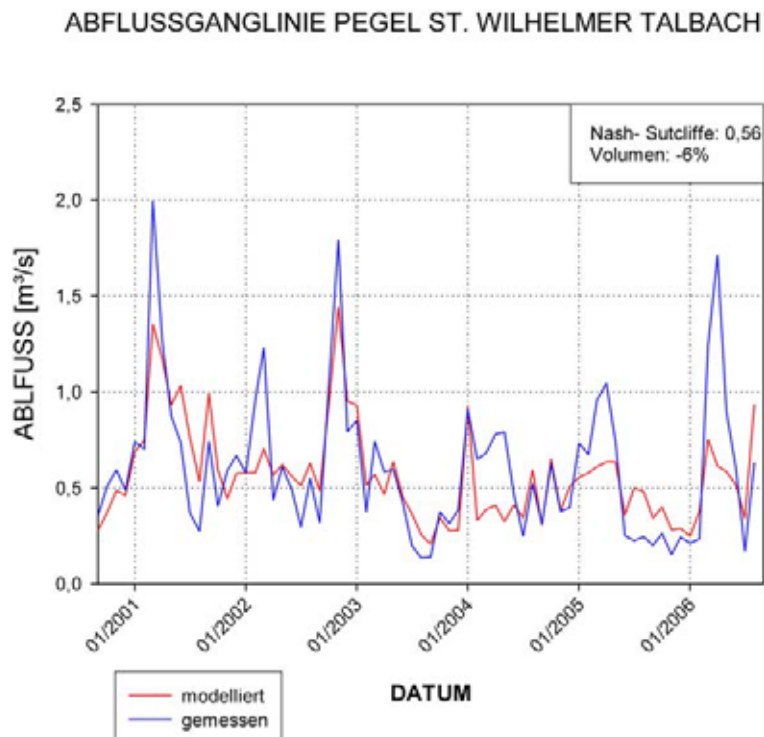


Abbildung B.0.6.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel St. Wilhelmer Talbach für den Validierungszeitraum.

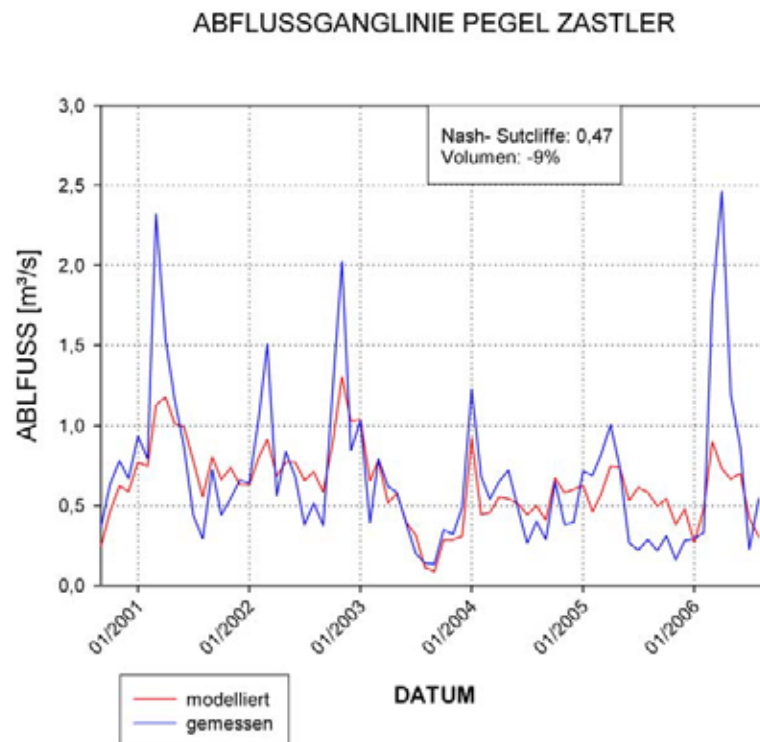


Abbildung B.0.7.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Zastler für den Validierungszeitraum.

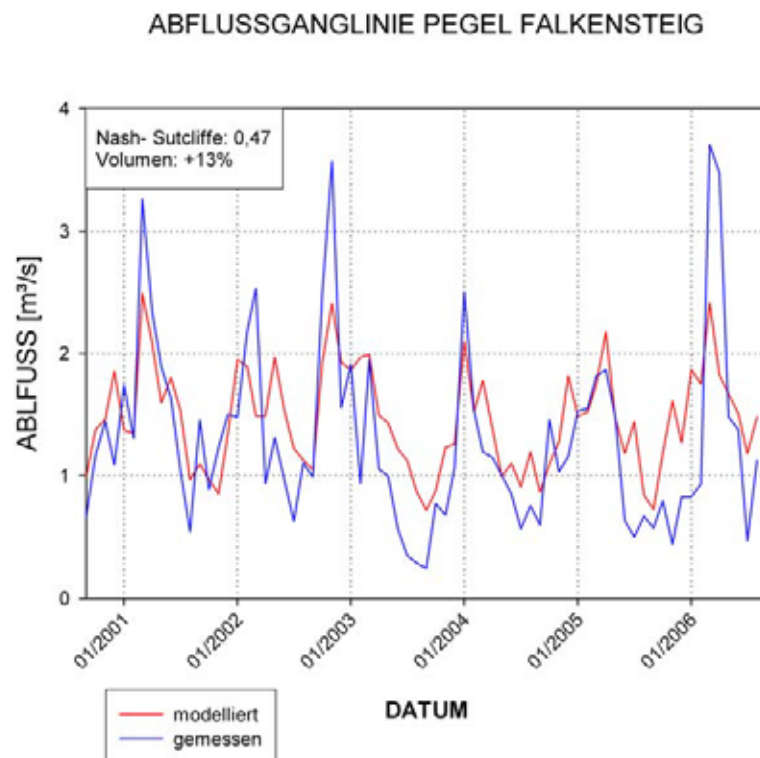


Abbildung B.0.8.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Falkenstein für den Validierungszeitraum.

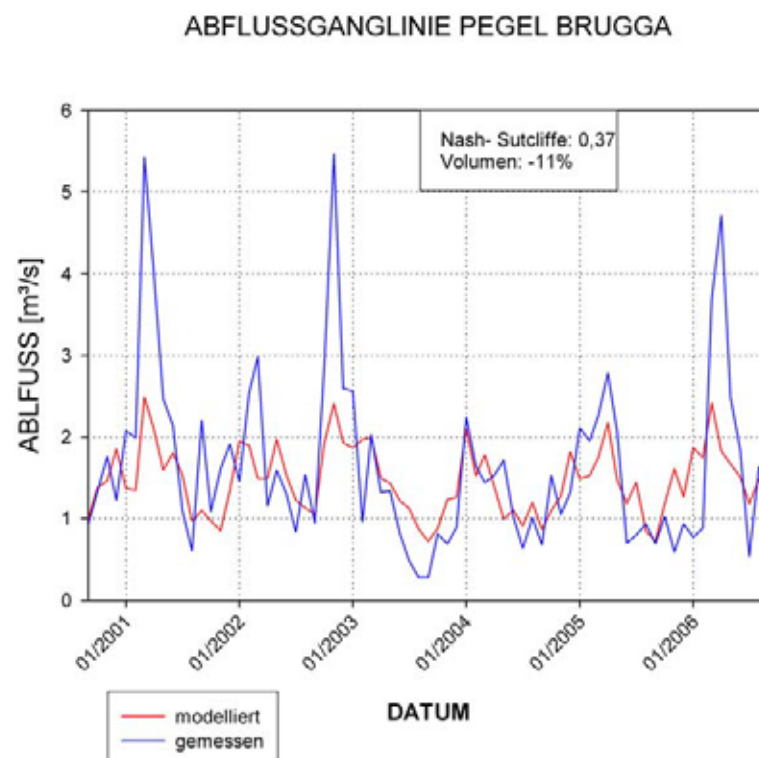


Abbildung B.0.9.: Modellierte und gemessene Abflussganglinie am Pegel Brugga für den Validierungszeitraum.

Tabelle B.0.10.: Bewertung der Modellierung der Grundwasserstände und Grundwasserregime für den Kalibrierungszeitraum.

Pegel	R ²	Inzidenz	Reaktion	Amplitude	Trends	Regime	R ² Reg.
PE1	0,26	immer	z.T. zu früh	meist zu gering	zu starker Anstieg	Nov., Dez. zu hoch, Jan., Feb., Mär. zu gering	0,63
PE3	0,14	immer	gut	z.T. zu gering	zu starker Anstieg	Nov., Dez. zu hoch, Jan., Feb., Mär. zu gering	0,79
PE14	0,43	immer	z.T. zu früh	gut	zu starker Anstieg	Nov., Dez. zu hoch, Jan., Feb., Mär. zu gering	0,68
PE38	0,50	fast immer	z.T. zu früh	ja	zu starker Anstieg	Nov., Dez. zu hoch, Jan., Feb., Mär. zu gering	0,72
PE39	0,44	fast immer	z.T. zu früh	gut	gut	Nov., Dez. zu hoch, Jan., Feb., Mär. zu gering	0,67
PE41	0,15	immer	z.T. zu früh	ja	zu starker Anstieg	Nov., Dez. zu hoch	0,63
PE2	0,38	immer	z.T. zu spät	ja	ja	schlecht; Peak im Mai, Jun., Jul.	0,36
PE25	0,02	immer	z.T. zu spät	ja	gut	schlecht; Peak im Mai, Jun., Jul.	-0,10
PE6	0,41	immer	z.T. zu spät	gut	ja	schlecht; Peak im Mai, Jun., Jul.	0,38
PE40	0,35	immer	z.T. zu spät	oft zu gering	1999/2000 zu hoch	schlecht; Peak im Mai, Jun., Jul.	0,30
PE32	0,05	fast immer	etwas zu träge	manchmal zu gering	ja	gut	0,73
PE33	0,19	fast immer	etwas zu träge	bis 1996 gut	ja	gut	0,84
PE34	0,26	fast immer	etwas zu träge	bis 1996 gut	zu starker Anstieg	gut	0,78
PE20	0,36	immer	gut	ja	zu starker Anstieg	schlecht; Peak im Mai, Jun., Jul.	0,42
PE23	0,10	immer	z.T. zu früh oder zu spät	ja	ja	Peak zu gering	0,85
PE26	0,11	fast immer	z.T. zu spät	ja	leichter Anstieg	ja	0,82
PE29	0,19	fast immer	z.T. zu früh oder zu spät	zu gering	ja	Peak zu gering	0,62

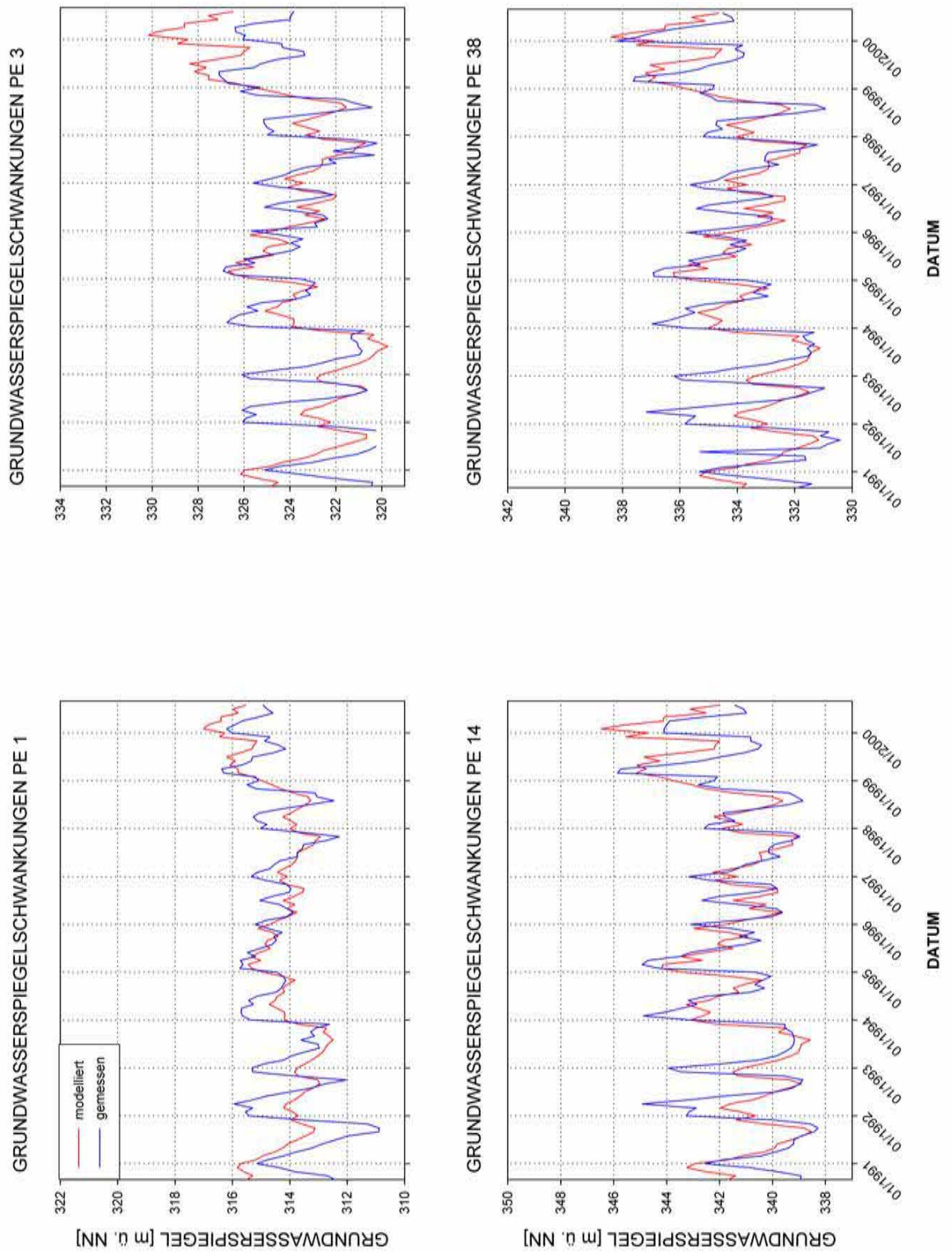


Abbildung B.0.10.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände im Teileinzugsgebiet 2 für den Kalibrierungszeitraum.

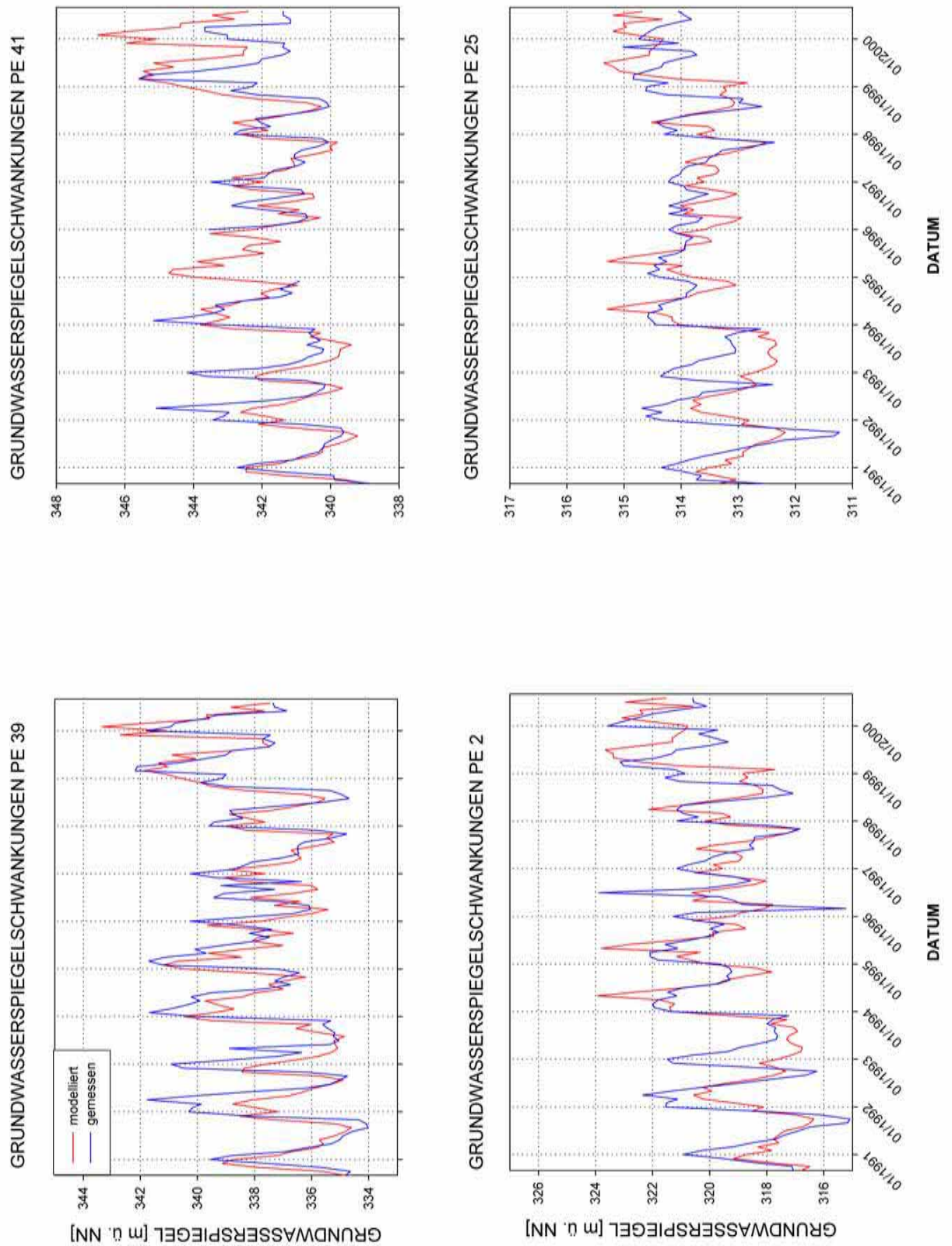


Abbildung B.0.11.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände in den Teileinzugsgebieten 2 (PE39, PE41) und 3 (PE2, PE25) für den Kalibrierungszeitraum.

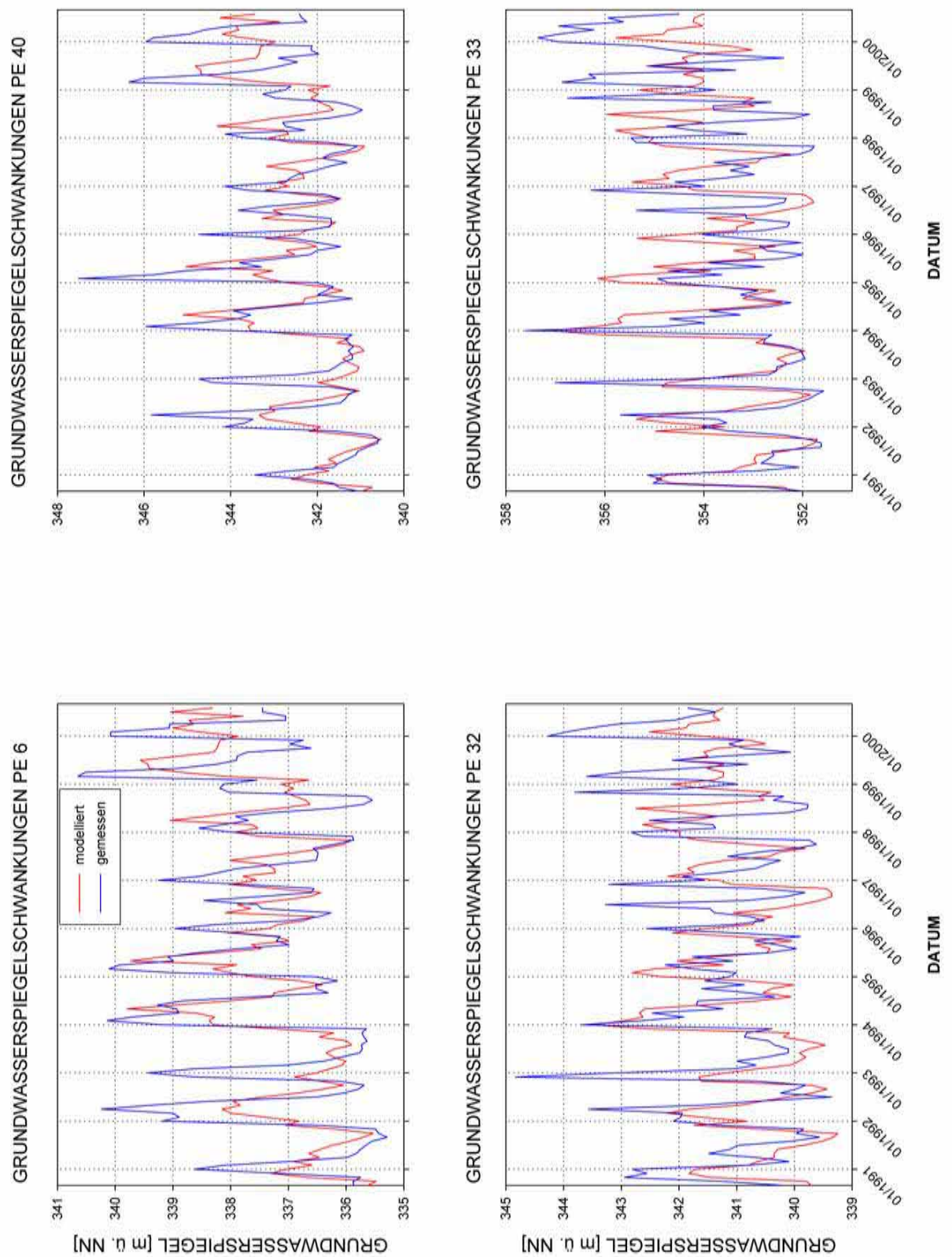


Abbildung B.0.12.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände in den Teileinzugsgebieten 4 (PE6, PE40) und 5 (PE32, PE33) für den Kalibrierungszeitraum.

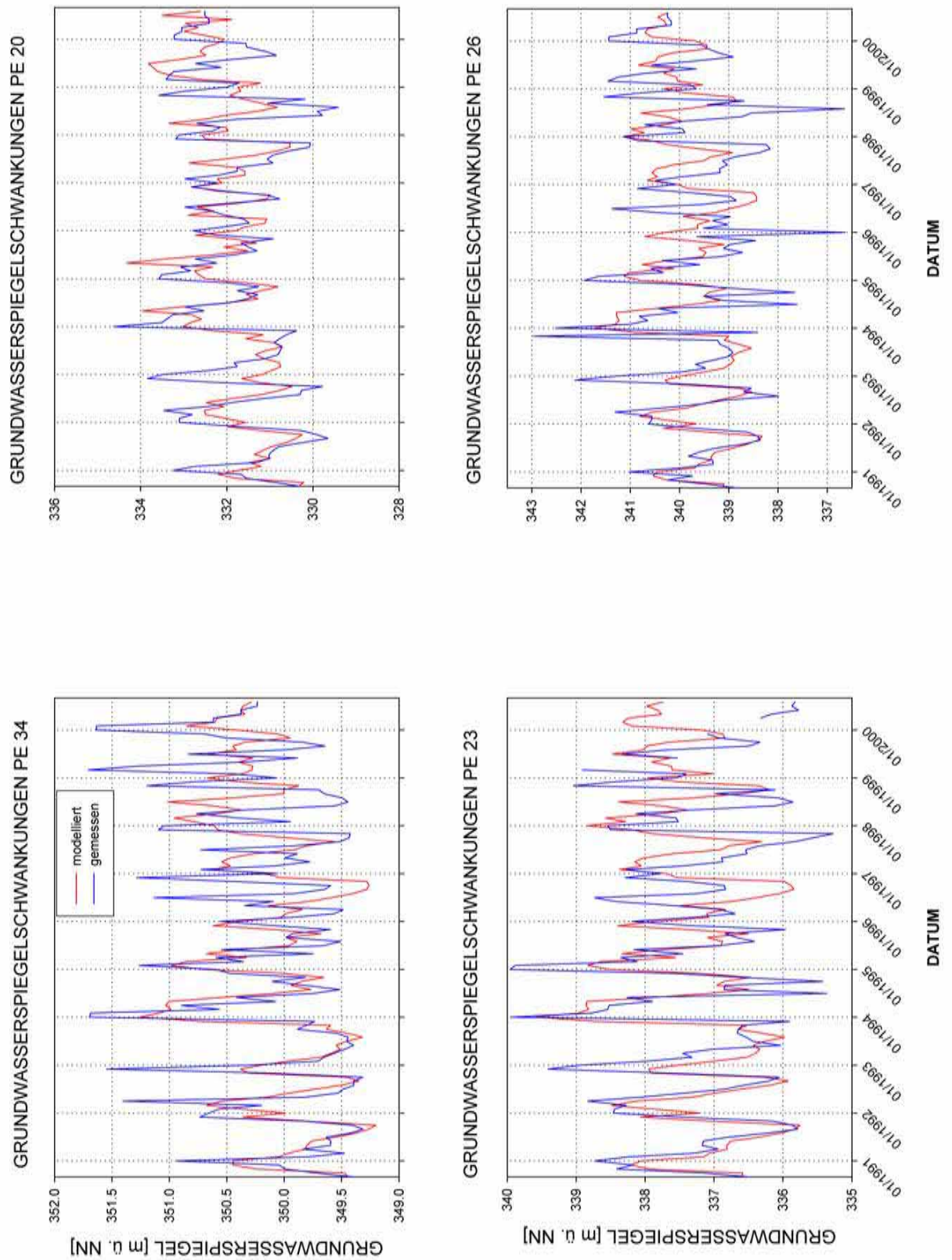


Abbildung B.0.13.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände in den Teileinzugsgebieten 5 (PE34), 6 (PE20) und 9 (PE23, PE26) für den Kalibrierungszeitraum.

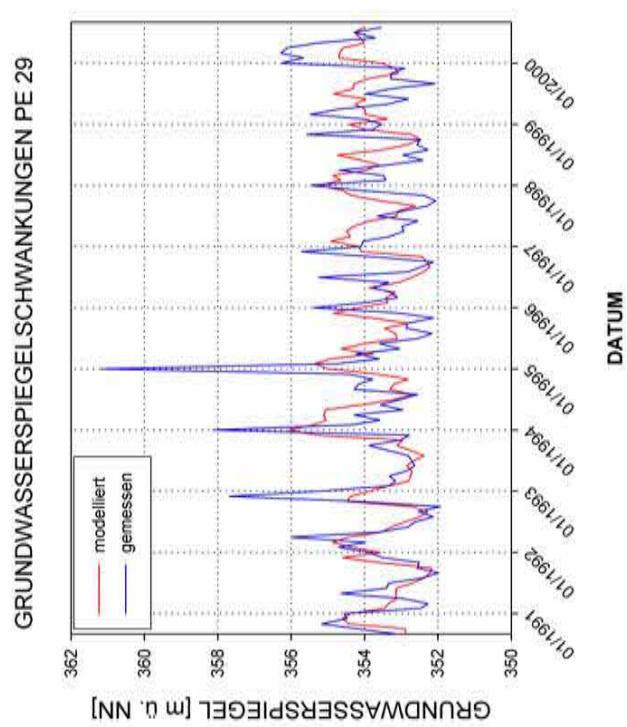


Abbildung B.0.14.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände im Teileinzugsgebiet 9 (PE29) für den Kalibrierungszeitraum.

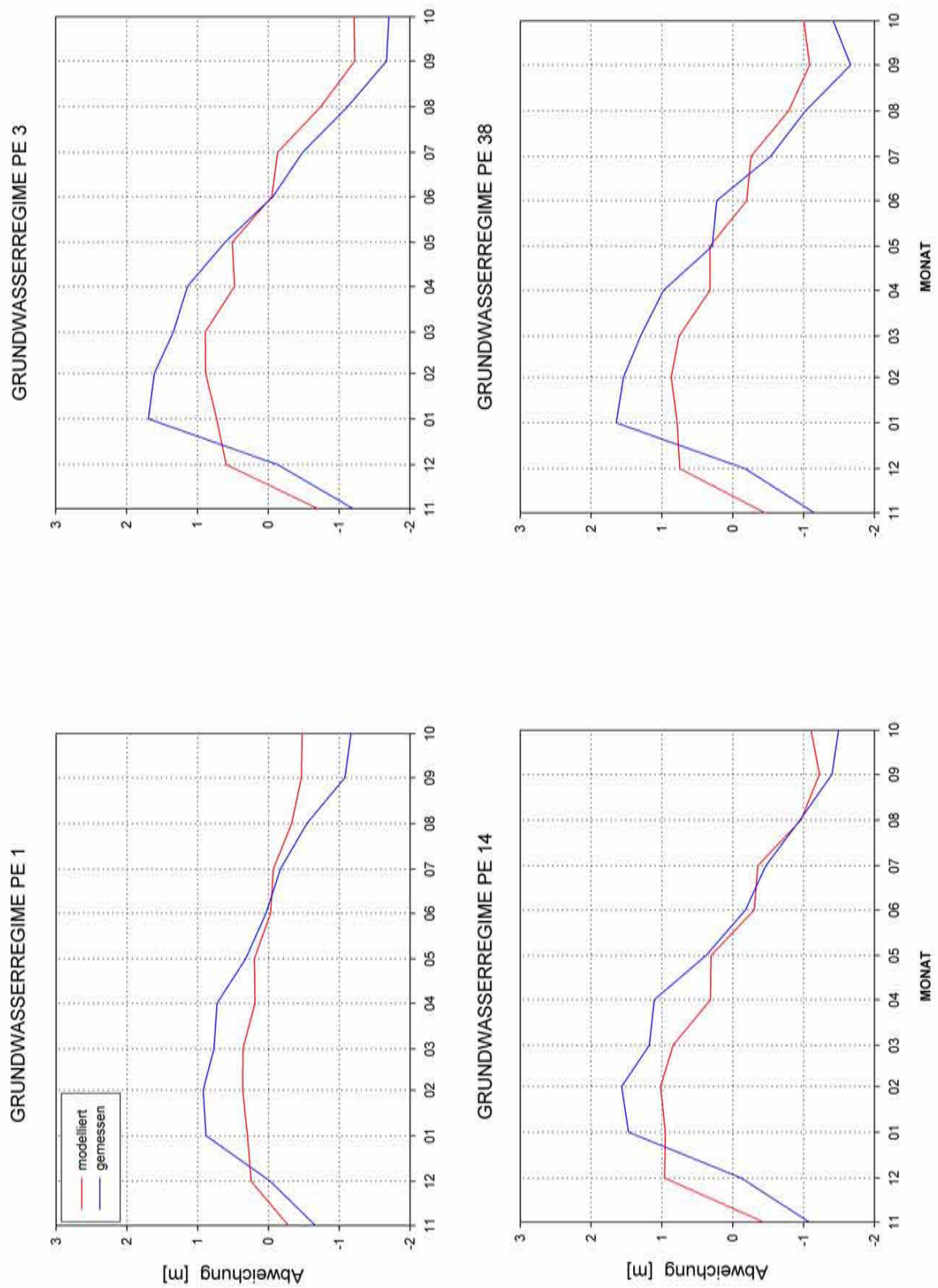


Abbildung B.0.15.: Modelliertes und gemessenes Grundwasserregime im Teileinzugsgebiet 2 für den Kalibrierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

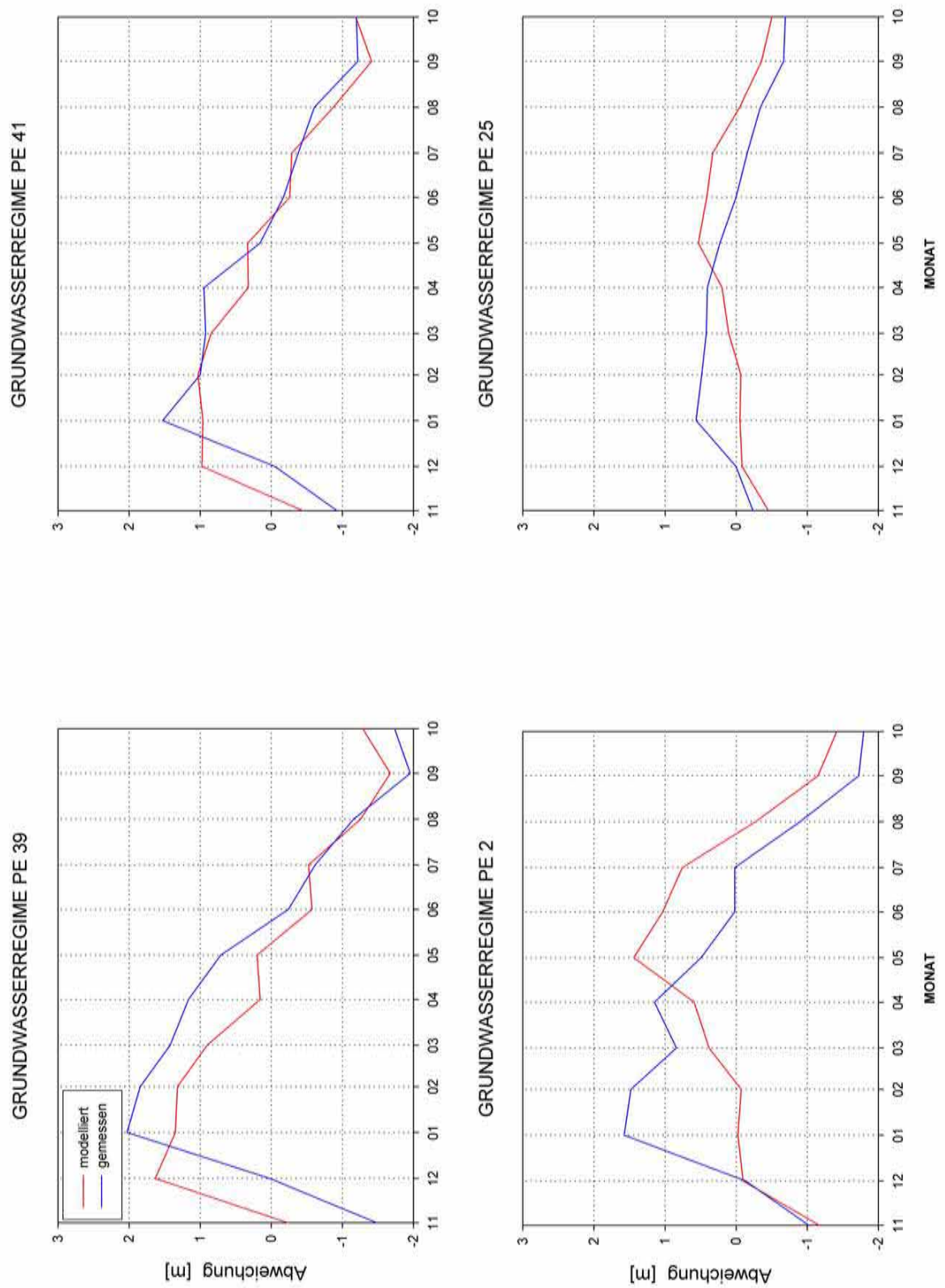


Abbildung B.0.16.: Modellerte und gemessene Grundwasserregime in den Teileinzugsgebieten 2 (PE39, PE41) und 3 (PE2, PE25) für den Kalibrierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

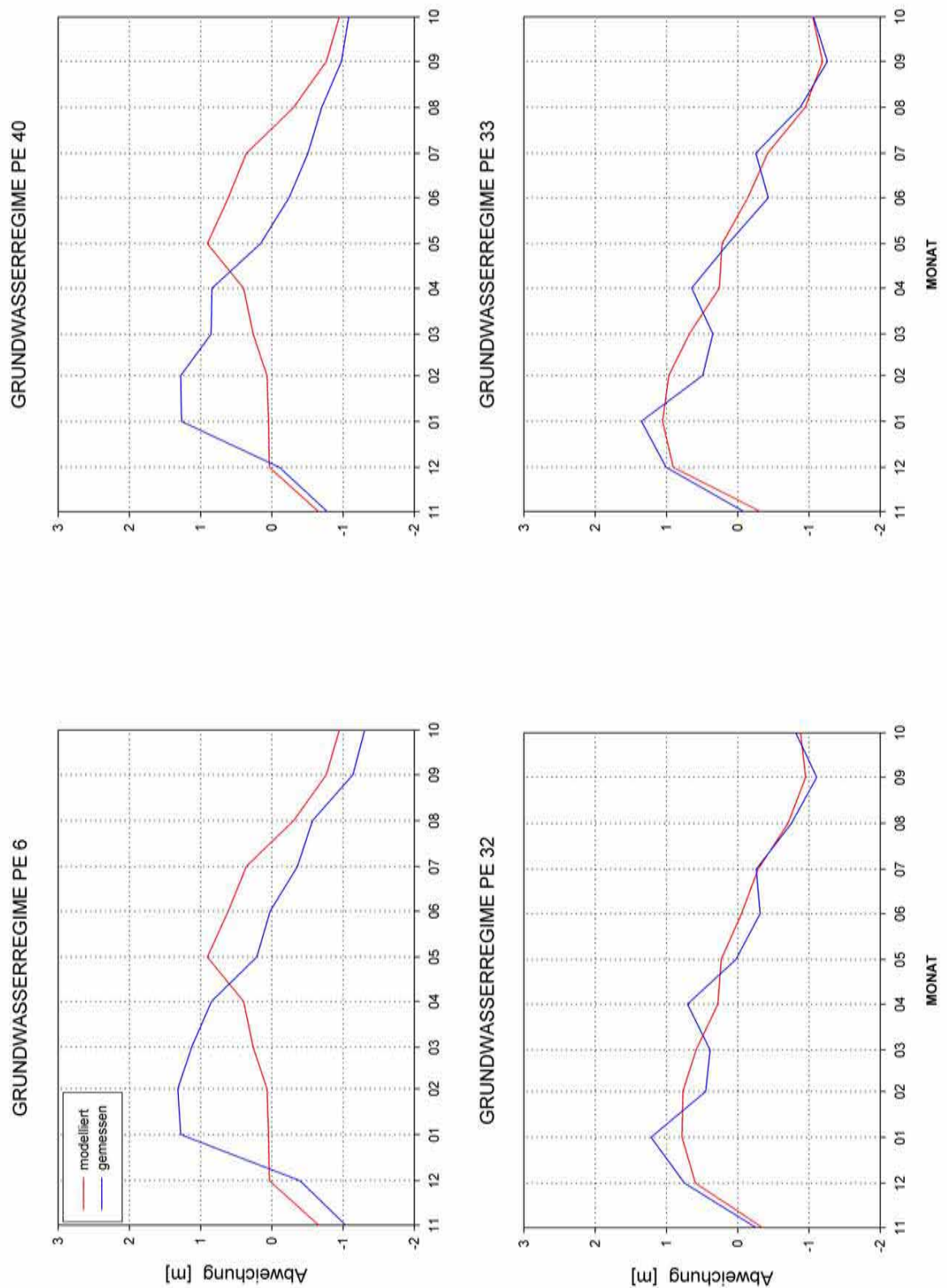


Abbildung B.0.17.: Modellierte und gemessene Grundwasserregime in den Teileinzugsgebieten 4 (PE6, PE40) und 5 (PE32, PE33) für den Kalibrierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

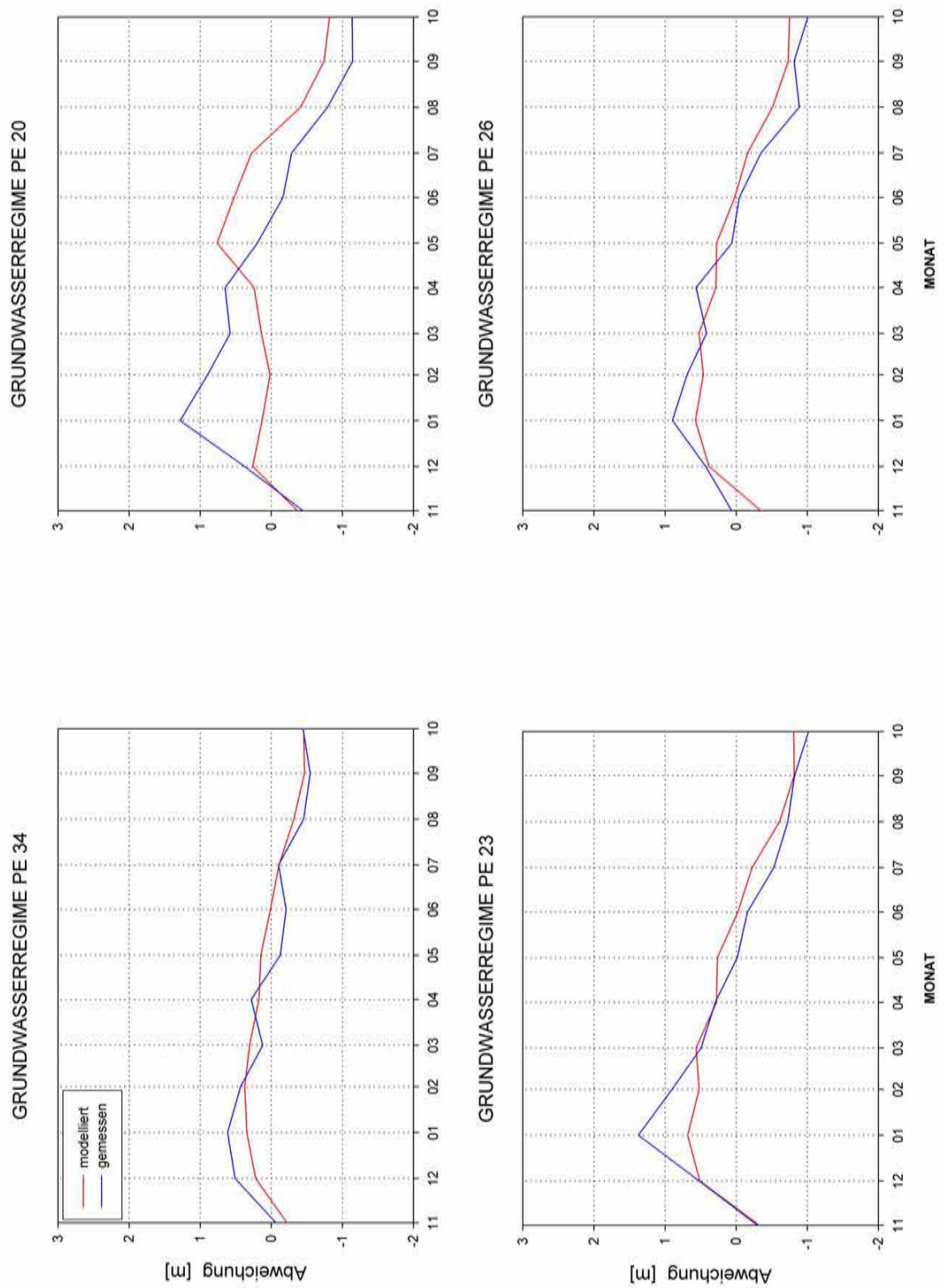


Abbildung B.0.18.: Modellerte und gemessene Grundwasserregime in den Teileinzugsgebieten 5 (PE34), 6 (PE20) und 9 (PE23, PE26) für den Kalibrierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

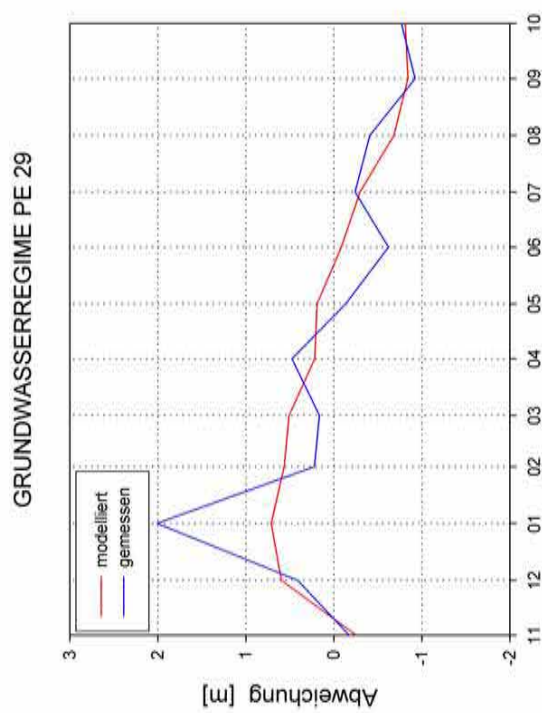


Abbildung B.0.19.: Modellerte und gemessene Grundwasserregime im Teileinzugsgebiet 9 (PE29) für den Kalibrierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

Tabelle B.0.11.: Bewertung der Modellierung der Grundwasserstände und Grundwasserregime für den Validierungszeitraum.

Pegel	R ²	Inzidenz	Reaktion	Amplitude	Trends	Regime	R ² Reg.
PE1	0,34	meist	z.T. zu früh	z.T. zu ge- ring	ja	Peak März statt Apr., Mai, Jun.	0,31
PE41	0,25	immer	ja	ja	ja	Peak im März statt Apr., Mai, Jun.	-0,72
PE32	-0,27	meist	z.T. zu früh oder zu spät	ja	zu starker Anstieg	Peak Jan. u. März statt Apr.	0,18
PE34	-0,35	ja	z.T. zu spät	z.T. zu ge- ring	zu starker Anstieg	ja	-0,02
PE26	-0,24	ja	z.T. zu spät	ja	ja	ja	0,64

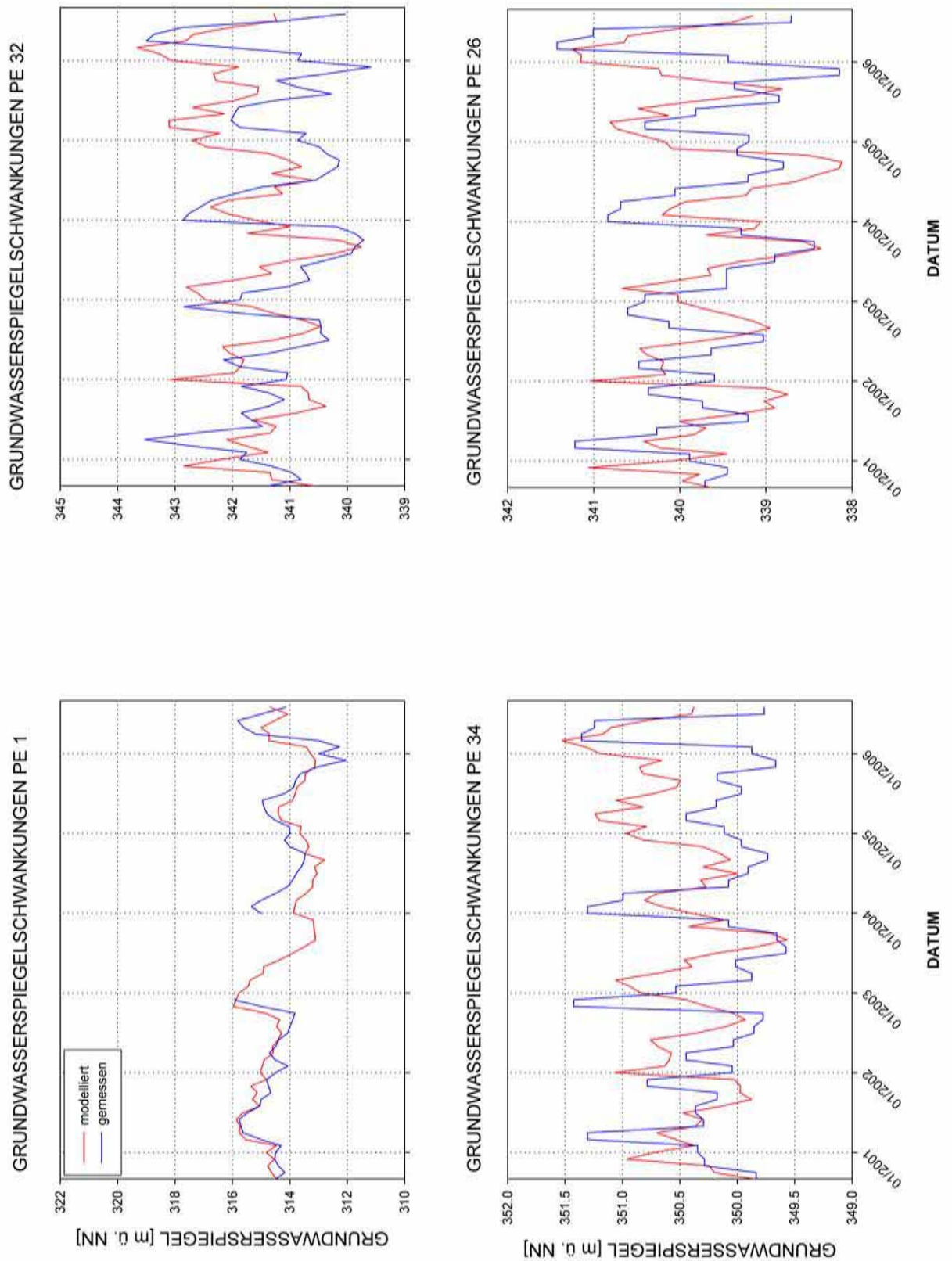


Abbildung B.0.20.: Modellerte und gemessene Grundwasserstände in den Teileinzugsgebieten 2 (PE1), 5 (PE32, PE34) und 9 (PE26) für den Validierungszeitraum.

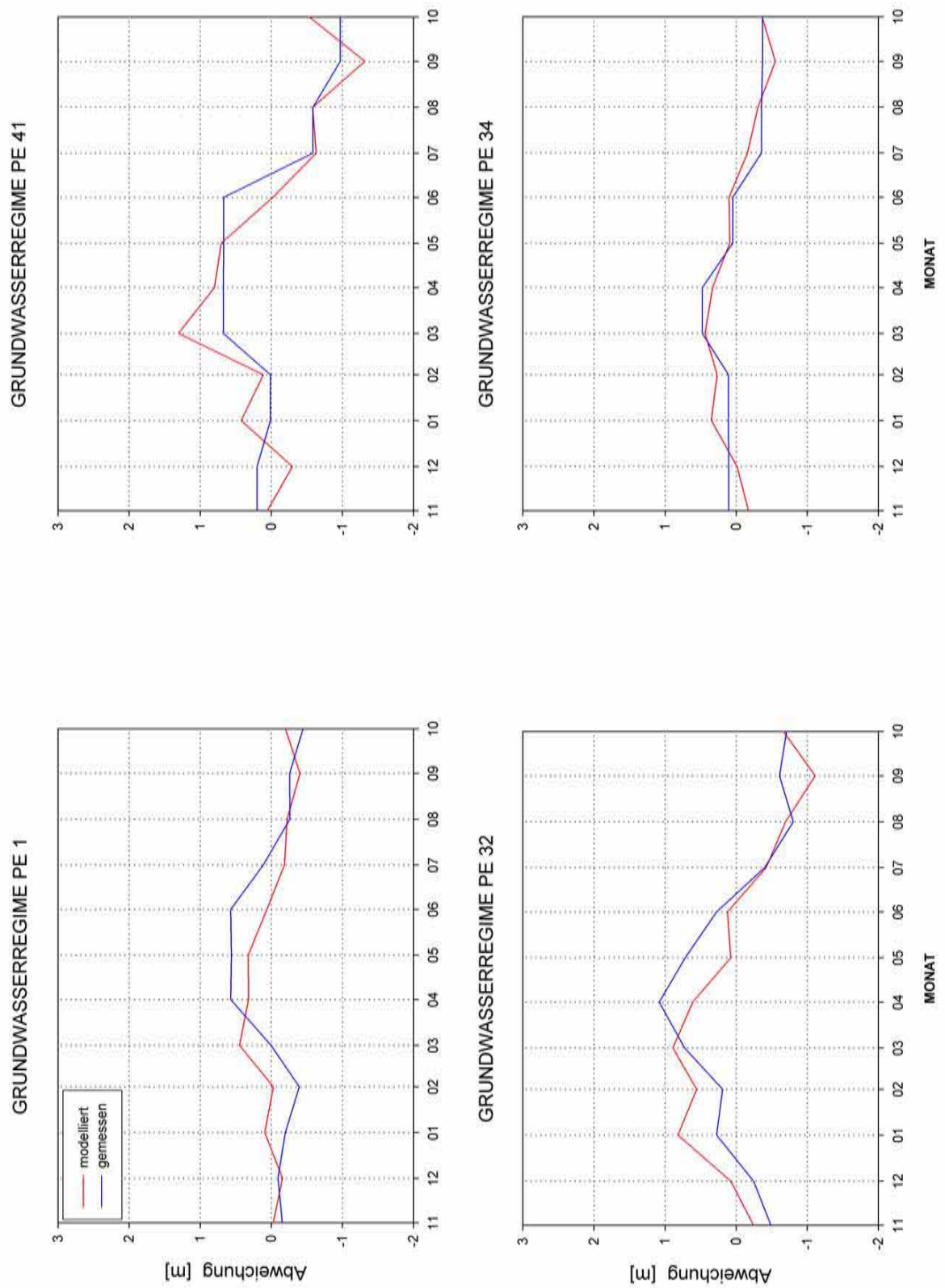


Abbildung B.0.21.: Modellerte und gemessene Grundwasserregime in den Teileinzugsgebieten 2 (PE1, PE41) und 5 (PE32, PE34) für den Validierungszeitraum. Dargestellt ist die Abweichung vom mittleren Grundwasserstand in Meter.

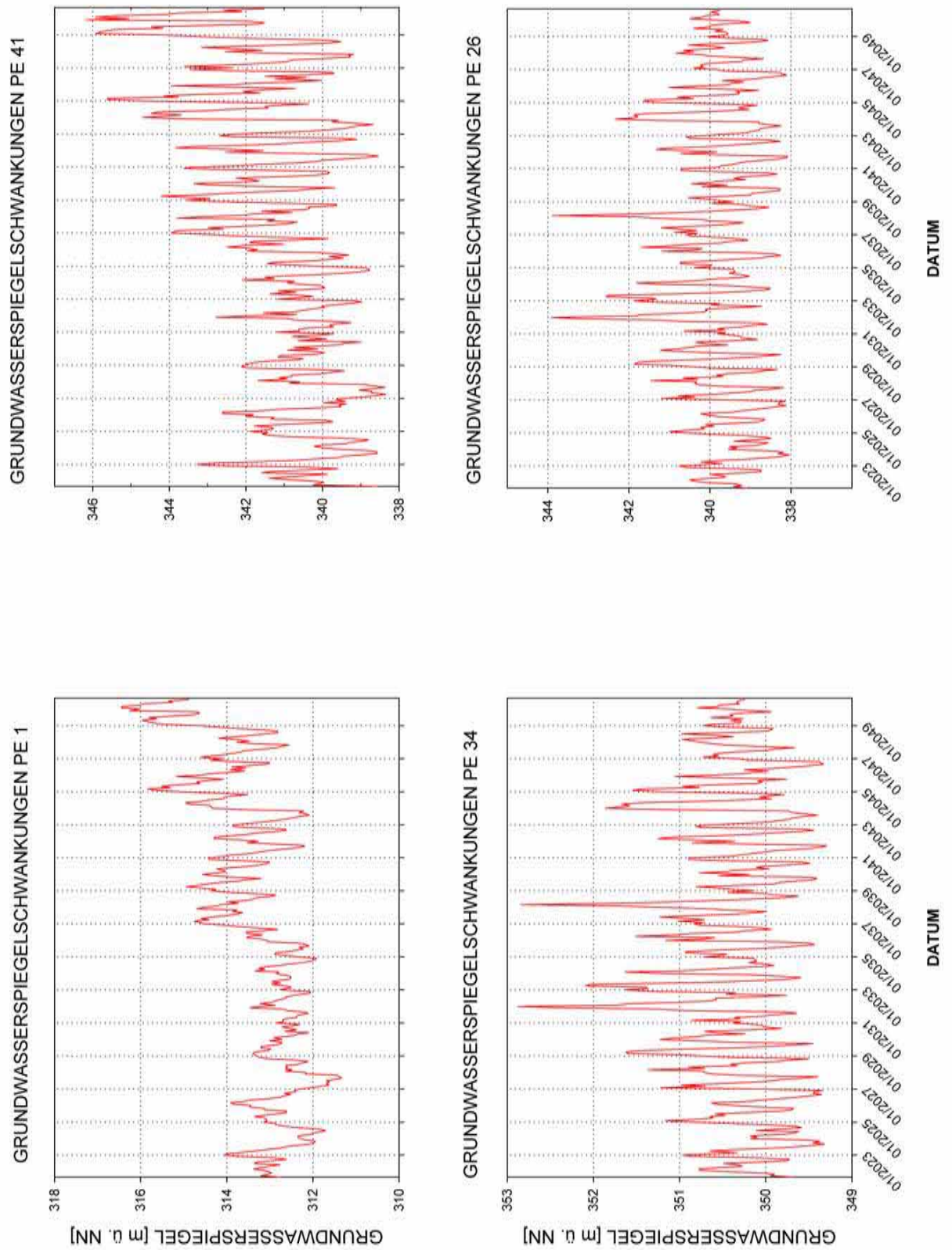


Abbildung B.0.22.: Modellierter Grundwasserstände in den Teileinzugsgebieten 2 (PE1, PE41), 5 (PE34) und 9 (PE26) für 2021 bis 2050.

Literaturverzeichnis

ARNOLD, J., ALLEN, P., BERNHARDT, G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, Vol. 142, S. 47–69.

ARNOLD, J., FOHRER, N. (2005): SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, Vol. 19, S. 563–572.

ARNOLD, J., MUTTIAH, R., SRINIVASAN, R., ALLEN, P. (2000): Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi basin. *Journal of Hydrology*, Vol. 227, S. 21–40.

BAUMGARTNER, A., LIEBSCHER, H.J. (1996): *Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 2. Aufl.

BOORMAN, D., SEFTON, C. (1997): Recognising the uncertainty in the quantification of the effects of climate change on hydrological response. *Climatic Change*, Vol. 35, S. 415–434.

CHAUBEY, I., COTTER, A., COSTELLO, T., SOERENS, T. (2005): Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. *Hydrological Processes*, Vol. 19, S. 621–628.

DI LUZIO, M., ARNOLD, J., SRINIVASAN, R. (2005): Effects of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. *Hydrological Processes*, Vol. 19, S. 629–650.

DINGMAN, S. (2002): *Physical Hydrology*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey 07458, 2. Aufl.

ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S., FOHRER, N., FREDE, H. (2002): SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Phys. Chem. Earth*, Vol. 27, S. 641–644.

ECKHARDT, K., ULBRICH, U. (2003): Potential impacts of climate change on groundwater recharge and streamflow in a central Europe low mountain range. *Journal of Hydrology*, Vol. 284, S. 244–252.

EHRMINGER, B. (1993): *Simulation der Sauerstoffisotopenzusammensetzung von Grundwasser mit einem numerischen Strömungs- und Transportmodell am Beispiel des Zartener Beckens*. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Geowissenschaftliche Fakultät.

- FITZHUGH, T., MACKAY, D. (2000): Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, Vol. 236, S. 35–53.
- FONTAINE, F., KLASSEN, J., CRUICKSHANK, T., HOTCHKISS, R. (2001): Hydrological response to climate change in the Black Hills of South Dakota, USA. *Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques*, Vol. 46 (1), S. 27–40.
- FRIEG, B. (1987): *Hydrogeologie und Grundwasserhydraulik des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Ebnet*. Dissertation, Universität Heidelberg.
- GARRICK, M., CUNNANE, C., NASH, J. (1978): A criterion of efficiency for rainfall-runoff models. *Journal of Hydrology*, Vol. 36, S. 375–381.
- HATTERMANN, F., KRYSANOVA, V., WECHSUNG, F., WATTENBACH, M. (2004): Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling. *Environmental Modelling and Software*, Vol. 19, S. 1039–1051.
- HERDEG, U. (1993): *Untersuchungen zu den Grundwasserfließsystemen im Bereich der Wasserwerke von Freiburg im Breisgau auf der Grundlage isotopenhydrologischer und geologischer Daten*. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Geowissenschaftliche Fakultät.
- JACOBET, J., GLASER, R., LUTERBACH, J., WANNER, H. (2003): Links between flood events in central Europe since AD 1500 and large-scale atmospheric circulation modes. *Geophysical research letters*, Vol. 30 (4), S. 21–1–21–4.
- KLIWA, A. (2000): KLIWA Symposium 2000, Nr. 1 In KLIWA-Berichte. Arbeitskreis KLIWA (LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Deutscher Wetterdienst (DWD)).
- KLIWA, A. (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland, Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, Nr. 9 In KLIWA-Berichte. Arbeitskreis KLIWA (LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Deutscher Wetterdienst (DWD)).
- KÜLLS, C. (2007): Persönliche Mitteilung.
- LAHMER, W., PFÜTZNER, B., BECKER, A. (2001): Assessment of land use and climate change impacts on the mesoscale. *Phys. Chem. Earth (B)*, Vol. 26, S. 565–575.
- LUBW (2007): Wasser- und Bodentlas Baden- Württemberg. Umweltministerium Baden- Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden- Württemberg, 3. Aufl.
- MÜLLER, W. (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung: 19 Abbildungen, 98 Tabellen und 1 Beilage. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Hannover, 3. Aufl.

- NASH, J., SUTCLIFFE, J. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I - a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, Vol. 10, S. 282–290.
- NEITSCH, S., KINIRY, J., WILLIAMS, J. (2005): Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2005. USDA-ARS Publications.
- NORBY, R., WULLSCHLEGER, S., GUNDERSON, C., JOHNSON, D., CEULEMANS, R. (1999): Tree responses to rising CO_2 in field experiments: implications for the future forest. *Plant Cell and Environment*, Vol. 22, S. 683–714.
- ROSENBERG, N., EPSTEIN, D., WANG, D., VAIL, L., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J. (1999): Possible impacts of global warming on the hydrology of the Ogallala Aquifer Region. *Climatic Change*, Vol. 42, S. 677–692.
- SMEDEMA, L., RYCROFT, D. (1983): Land Drainage - Planning and Design of Agricultural Drainage Systems. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- SOPHOCLEOUS, M., KOELLIKER, J., GOVINDARAJU, R., BIRDIE, T., RAMIREDDYGARI, S., PERKINS, S. (1999): Integrated numerical modeling for basin-wide water management: The case of the Rattlesnake Creek basin in south-central Kansas. *Journal of Hydrology*, Vol. 214, S. 179–196.
- SUN, H., CORNISH, P. (2005): Estimating shallow groundwater recharge in the headwaters of the Liverpool Plains using SWAT. *Hydrological Processes*, Vol. 19, S. 795–807.
- UHLENBROOK, S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet, Nr. 10 In *Freiburger Hydrologische Schriften*. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg.
- URL1 (2007): <http://www.weltkarte.com/europa/deutschlandkarten.htm>.
- URL2 (2007): <http://earth.google.de/>.
- XU, C., WIDÉN, E., HALLDIN, S. (2005): Modelling Hydrological Consequences of Climate Change - Progress and Challenges. *Advances in Atmospheric Sciences*, Vol. 22 (6), S. 789–797.

Ehrenwörtliche Erklärung:

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Ort, Datum

Unterschrift