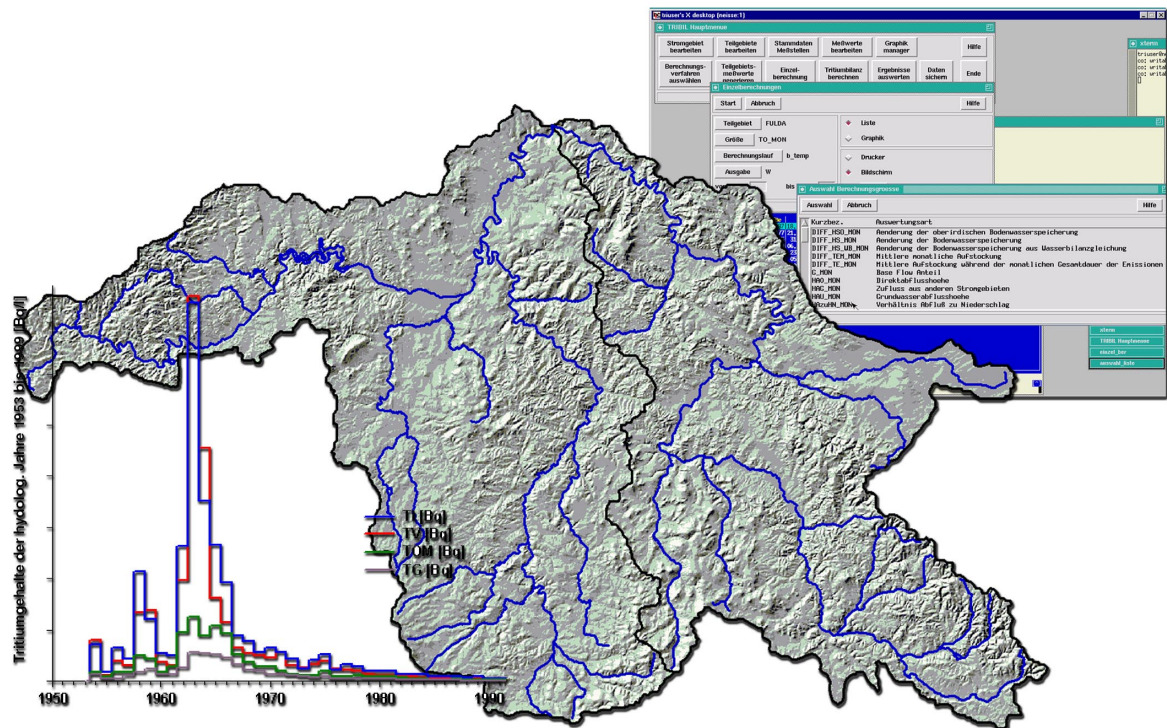


INSTITUT FÜR HYDROLOGIE

Sebastian Wittmann

Tritiumgestützte Wasserbilanzierung im Einzugsgebiet von Fulda und Werra



Diplomarbeit unter der Leitung von
Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg im Oktober 2002

ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG IM BREISGAU
INSTITUT FÜR HYDROLOGIE

Sebastian Wittmann

Tritiumgestützte
Wasserbilanzierung im Einzugsgebiet
von Fulda und Werra

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Koreferent: Prof. Dr. P. Maloszewski

betreut von Dr. P. Königer

Diplomarbeit unter der Leitung von
Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg im Oktober 2002



*Wo Werra sich und Fulda küssen
Sie ihren Namen büssen müssen
Und hier entsteht durch diesen Kuss
Deutsch bis zum Meer der Weser Fluss*

*Hann. Münden d. 31. Juli
1899*

Alexander von Humboldt 1769-1859

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	vii
English Summery	ix
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.2 Vorgehensweise	2
2 Untersuchungsgebiet	3
2.1 Einleitung	3
2.2 Klimatische Verhältnisse	6
2.3 Gegebenheiten des Untergrunds	9
2.4 Eigenschaften der Decklagen und Landnutzung	10
3 Theoretische Grundlagen	13
3.1 Einleitung	13
3.2 Wasserstoffisotop Tritium	13
3.3 Bilanzmodell TRIBIL	15
3.3.1 Allgemeines	15
3.3.2 Modellinput und Modelloutput	15
3.3.3 Speichereigenschaften	18
3.3.4 Umrechnung von Tritiumkonzentrationen in Tritiummengen . .	21
3.4 Datengrundlage	22
3.4.1 Inputdaten für die Wasserbilanz	22
3.4.2 Inputdaten der Tritiumbilanz	26
3.5 Fazit	30

4	Weiterentwicklung des Bilanzmodells TRIBIL	32
4.1	Einleitung	32
4.2	Externe Berechnungen	32
4.2.1	Oberirdischer Bodenwasserspeicher	32
4.2.2	Ermittlung des direkten Auslaufkoeffizienten α_D	33
4.2.3	Direkter - und unterirdischer Abfluss	34
4.2.4	Base Flow Anteil g	36
4.3	Berechnungen zu den Grundwasserspeichern	37
4.3.1	Allgemeines	37
4.3.2	Speicherhöhen der abflussfähigen Speicher	37
4.3.3	Speicherhöhen der nicht abflussfähigen Speicher	41
4.3.4	Bestimmung der Anfangswerte für die Tritiumbilanz	41
4.4	Fazit	41
5	Ergebnisse und Diskussion	43
5.1	Einleitung	43
5.2	Ergebnisse der externen Berechnungen	43
5.2.1	Das Wasseräquivalent des Schneespeichers	43
5.2.2	Der direkte Auslaufkoeffizient α_D	45
5.2.3	Direkter und unterirdischer Abfluss	46
5.2.4	Der Base Flow Anteil g	47
5.3	Ergebnisse der Wasserbilanz	49
5.3.1	Jahreswerte	49
5.3.2	Monatswerte	54
5.4	Ergebnisse der Tritiumbilanz	56
5.4.1	Tritiumkonzentration im Abfluss	56

5.4.2	Tritium im Grundwasser	60
5.4.3	Jahres - und Monatswerte der Bilanzglieder	63
5.5	Diskussion	67
5.6	Fazit	69
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	71
	Literaturverzeichnis	73

Abbildungsverzeichnis

1.1	Schematische Darstellung der Vorgehensweise.	2
2.1	Das Einzugsgebiet der Weser.	4
2.2	Korrigierte mittlere jährliche Niederschlagshöhen der Einzugsgebiete von Fulda und Werra	6
2.3	Mittlerer monatlicher Gebietsniederschlag über den Einzugsbebieten von Fulda und Werra.	7
2.4	Mittlere jährliche tatsächliche Verdunstungshöhe der Einzugsgebiete von Fulda und Werra	8
2.5	Lithologie der Einzugsgebiete von Fulda und Werra	9
2.6	Bodenübersicht der Einzugsgebiete von Fulda und Werra	11
2.7	Landnutzung in den Einzugsgebieten von Fulda und Werra	12
3.1	Schematische Darstellung des Bilanzmodell TRIBIL	16
3.2	Die Verteilung der mittleren langjährigen Schneehöhen	25
3.3	Tritiumkonzentration im Niederschlag, gemittelt über sechs Stationswerte.	27
3.4	Globale Verteilung des Tritiumgehalts in den Niederschlägen von 1963 .	28
3.5	Globale Verteilung des Tritiumgehalts in den Niederschlägen 1969 - 1971	28
3.6	Gemessene Tritiumkonzentration im Abfluss von Fulda und Werra. . .	30
4.1	Rezessionsäste der Abflussganglinien von Fulda und Werra von 1950 bis 1996.	34
4.2	Mittlere monatliche Niedrigwasserabflüsse des Fulda-Einzugsgebiets. . .	39
4.3	Mittlere monatliche Niedrigwasserabflüsse des Werra-Einzugsgebiets. .	39
4.4	Jährliche Niedrigwasserabflüsse des Fulda-Einzugsgebiets.	40
4.5	Jährliche Niedrigwasserabflüsse des Werra-Einzugsgebiets.	40
5.1	Differenz der monatlichen Wasseräquivalente im Fulda - und Werra- Einzugsgebiet von 1950 bis 1999.	45

5.2	Unterirdischer Abfluss h_{Au} des Fuldagebiets der Rangfolge nach geordnet von 1950 bis 1999 mit der Anpassungsgeraden nach Wundt & Kille. . .	48
5.3	Unterirdischer Abfluss h_{Au} des Werragebiets der Rangfolge nach geordnet von 1950 bis 1999 mit der Anpassungsgeraden nach Wundt & Kille. . .	48
5.4	Terme der Wasserbilanz auf Basis der hydrologischen Jahre für das Einzugsgebiet von Fulda und Werra	51
5.5	Langjährige Monatsmittel der Wasserhaushaltsgrößen für das Fulda-Einzugsgebiet	52
5.6	Langjährige Monatsmittel der Wasserhaushaltsgrößen für das Werra-Einzugsgebiet	52
5.7	Monatliche Wasserbilanz des Fulda-Einzugsgebietes der hydrologischen Jahre 1958 bis 1967	54
5.8	Monatliche Wasserbilanz des Werra-Einzugsgebietes der hydrologischen Jahre 1958 bis 1967	55
5.9	Monatliche Tritiumfracht der Fulda	58
5.10	Logarithmisch dargestellte Tritiumfracht der Fulda	58
5.11	Tritiumfracht im Vorfluter (TW) von Fulda und Werra, basierend auf den gemessenen Konzentrationen	59
5.12	Monatliche Tritiumkonzentrationen der verschiedenen Grundwasserspeicher im Fulda-Einzugsgebiet	62
5.13	Logarithmisch dargestellte Tritiumkonzentration der Grundwasserspeicher von 1970 bis 1999	63
5.14	Tritiumbilanz für das Einzugsgebiet der Fulda auf der Basis von Jahreswerten der hydrologischen Jahre 1953 - 1999	64
5.15	Tritiumbilanz für das Einzugsgebiet der Fulda und den korrespondierenden Summenkurven	66

Tabellenverzeichnis

2.1	Gebietskenngrößen der Einzugsgebiete von Fulda und Werra.	5
3.1	Mittlerer Abfluss MQ und Niedrigwasserabfluss NQ der Einzugsgebiete von Fulda und Werra von 1950 bis 1996.	23
3.2	Mittlere Niedrigwasserabflüsse	23
3.3	Höhen der Grundwasserspeicher	24
3.4	Messstationen der Schneehöhen.	24
3.5	Charakteristische Werte der Schneehöhen	25
3.6	Messstationen der Tritiumkonzentration im Niederschlag und deren berück- sichtigte Messperiode.	27
3.7	Tritiumkonzentrationen im Abfluss	29
4.1	Rezessionperioden der jährlichen Niedrigwasserabflüsse	38
5.1	Gemessene und berechnete Daten zur Beschreibung der Wasser - und Tritiumbilanz im Einzugsgebiet von Fulda und Werra.	44
5.2	Monatswerte der Wasserbilanz beider Untersuchungsgebiete gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum.	53
5.3	Anteile der einzelnen Komponenten in Prozent an der Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebiets	67
5.4	Anteile an der Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebietes mit der Triti- ummenge der Verdunstung als Restglied	68
5.5	Anteile der einzelnen Komponenten der Wasserbilanz des Fulda - und des Werra-Einzugsgebiets	68
5.6	Vergleich von Wasser - und Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebiets als Anteile an der Gesamtbilanz in Prozent	69

Zusammenfassung

Nach Vorgaben der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurde vom Informatikbüro Reisewitz die Software TRIBIL entwickelt. TRIBIL ist ein deterministisches Wasserhaushaltsmodell zur Berechnung von Wasser - und Tritiumbilanzen, das ursprünglich für Untersuchungen im Ems-Einzugsgebiet konzipiert worden war. Im Rahmen einer Kooperation zwischen der BfG und dem Institut für Hydrologie der Universität Freiburg solle TRIBIL auf das Stromgebiet der Weser angewendet und hinsichtlich seiner Güte beurteilt werden.

Ziel dieser Arbeit war eine Analyse hinsichtlich der Wasserhaushaltskomponenten. Für die Einzugsgebiete von Fulda und Werra wurden Wasserbilanzen aufgestellt. Aufgrund gemessener Tritiumkonzentrationen im Niederschlag und im Abfluss bestand die Möglichkeit, parallel zur Wasserbilanz eine Tritiumbilanz zu berechnen. Im idealen Fall kann die Wasserbilanz mit Hilfe der Tritiumbilanz verifiziert werden.

Die Einzugsgebietsfläche der Fulda beträgt 6890 km^2 , diejenige der Werra 5410 km^2 . Beide Gebiete liegen somit im makroskaligen Bereich, ihr Naturraum ist von den deutschen Mittelgebirgen geprägt.

Das Wasserstoffisotop Tritium hat die Eigenschaft eines idealen Spurenstoffs. Es verhält sich hinsichtlich des Ein - und Austrags in hydrologischen Systemen, der Sorption und damit auch der Verweilzeit im Untergrund identisch zu allen anderen Wasserstoffatomen. Ausgehend von einem annähernd punktuellen Eintrag technogenen Tritiums in die Hydrosphäre durch oberirdische Kernwaffentests in den 1950er und 1960er Jahren, lassen sich hydrologische Vorgänge nachweisen.

Der Schwerpunkt zur Ermittlung einer Tritiumbilanz lag bei der Beschreibung der unterirdischen Prozesse. Verstärkt wurde dabei auf die Trennung von Abflusskomponenten in direkten und unterirdischen Abfluss, die Bestimmung der Wasserhöhen in verschiedenen Grundwasserspeichern und die detaillierte Ausweisung der Tritiumkonzentration im Untergrund eingegangen.

Als Berechnungswerkzeug stand die Simulationssoftware TRIBIL zur Verfügung. Abgesehen von den Ergebnissen der Bilanzierung sollte die Funktionalität der Rechenroutinen von TRIBIL getestet werden. Einige Rechenroutinen führten dabei zu unbefriedigenden Resultaten, so dass teilweise unabhängig von dem Modell gearbeitet wurde. Insbesondere die Verweilzeiten des Grundwassers und die Abschätzung der Mächtigkeit von Grundwasserspeichern stellten Probleme dar. Eine Anpassung von 98 Prozent

wurde hingegen bei der Berechnung der Tritiumfracht im Vorfluter erreicht. Da die Messreihen erst 1978 beginnen, wurden die Werte vor dieser Zeit simuliert. Dadurch war es möglich, eine Tritiumbilanz für das Fulda-Einzugsgebiet zu ermitteln und mit der Wasserbilanz zu vergleichen. Die Ergebnisse der Tritiumbilanz weisen auf große Grundwasseraquifere mit vorwiegend immobilem Wasser hin. Des Weiteren wurde das Verhältnis des Abflussvolumens zur Niederschlagshöhe und die Quantifizierung der zwei Abflusskomponenten (direkter und unterirdischer Abfluss) im langjährigen Mittel bestätigt.

Da der Tritiumgehalt der Verdunstung speziell während der Peaks zu hohe Werte aufwies, sollte dieser im Rahmen weiterer Untersuchungen überprüft werden. Es hat sich gezeigt, dass Tritium ein geeigneter Spurenstoff zur Verifizierung des Wasserhaushalts der untersuchten Gebiete darstellt. Die Verfügbarkeit der Messreihen bieten passende Voraussetzungen und die Software TRIBIL setzt den theoretischen Ansatz rechnerisch gut um. An der Beschreibung der Verweilzeiten des Grundwassers muss noch gearbeitet werden. Außerdem erscheinen genauere Untersuchungen der relativen monatlichen Veränderungen der Bilanzgrößen von der Wasser - und der Tritiumbilanz sinnvoll.

English Summery

The TRIBIL software was developed by the Informatics Agency Reisewitz on requirements from the German Federal Hydrology Office (Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG). TRIBIL is a deterministic model designed to calculate water and tritium balances. In the framework of co-operation between the BfG and the Institute of Hydrology at Fribourg University, TRIBIL will be tested on the catchment of the Weser river.

This paper deals only with the two headwater cathments of the Weser River at the drainage basins of Fulda (6890 km^2) and Werra (5410 km^2). The natural environment is formed by the highlands of the variszic orogenese in central Germany. The aim of this paper is to investigate these two catchments according to their water balance. By measuring tritium concentrations in the precipitations and in the runoff it may be possible to calculate water balances at the same time as tritium balances. Tritium has the same properties as hydrogen as regards sorption, residence time and flow velocity in the underground. It acts like an ideal tracer.

The study aims to prove the hydrological processes with help of the tritium marked water. An almost immediate tritium impact in the hydrosphere took plase in the early 1960s. This impact is caused by tests of nuclear wappons on the earth's surface. The investigations focuse on the hydrological processes in the underground, especially on the determination of the water levels in different groundwater aquifers and on the tritium concentration in the underground. Furthermore a separation is made in a direct runoff component and a groundwater flow. It is possible to verify the water balance with the result of the tritium balance. This can be calculated through the comparison of each balance term of the related balance. For example the relative amount of the precipitation which comes to runoff of the water balance is compared with the runoff of the tritium balance.

The theory of the water balance model TRIBIL was developed during a similar research in the basin of the Ems river. The object of this paper is to test the range of functions of TRIBIL and consider the results. Some subroutines of the model do not yet work in a realistic way. That causes that data has to be calculated apart from the model environment. Furthermore it was problematic to determine the residence time of groundwater and the tritium concentration in the underground. A simulation with TRIBIL of the tritium concentration in the runoff took place from the early 1950s to 1978 because of missing data. A very good approximation was reached for the tritium load in the runoff. Finally a tritium balance was calculated for the catchments of the

Fulda River. Big groundwater reservoirs of mainly stagnated water were defined according to the results of the tritium balance. The relation of the discharged water volume to the precipitation is confirmed just by the separation of the two runoff components. The term of evapotranspiration of the tritium balance needs some more investigation.

To verify the water balance tritium is an applicative tracer for the investigated areas. The balance model TRIBIL realises the theoretical approach in a good way. The data base of measured data supplies a useful basis. The residence time of the groundwater should be analysed in further studies. The monthly based terms of both balances have also to be investigated regarding their seasonal behaviour.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Das Institut für Hydrologie der Universität Freiburg und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Koblenz bearbeiten gemeinsam ein Projekt zur Erstellung einer Wasser- und Tritiumbilanz für das Einzugsgebiet der Weser. In den 1950er und Anfang der 1960er Jahre wurden infolge von oberirdischen Kernwaffentests Tritiumsignale in den Wasserkreislauf induziert. Dadurch ist es möglich, die Wasserbilanz von Einzugsgebieten mit Tritiummessungen in Niederschlag und Oberflächengewässern zu verifizieren. Im Rahmen des Projekts soll Tritium über einen Zeitraum von knapp 50 Jahren bilanziert werden. Für die Umsetzung der Tritiumbilanzierung im Wesereinzugsgebiet wurde von der BfG eine detaillierte Formelsammlung erstellt. Die EDV¹ gestützte Automatisierung der einzelnen Rechenschritte hat das Informatikbüro Reisewitz in Form des Simulationsprogramms TRIBIL entwickelt.

Diese Diplomarbeit befasst sich mit der Bilanzierung in den Quellregionen der Weser, den Einzugsgebieten von Fulda und Werra. Beide Teileinzugsgebiete sind von kerntechnischen Anlagen unbeeinflusst und erhalten keinen oberirdischen Zufluss durch Kanäle aus anderen Gebieten. Das Bilanzmodell TRIBIL soll in diesem Rahmen getestet, angepasst und gegebenenfalls modifiziert werden. Dabei sind die theoretischen Grundlagen weitgehend durch die Formelsammlung der BfG festgelegt. Im Zeitraum von 1953 bis 1996 liegen hydrologische, meteorologische und isopenhydrologische Datenreihen vor. An diese wird eine Wasserhaushaltsbilanz angepasst. Dabei sollen für die Teileinzugsgebiete Fulda und Werra die Wasserhaushaltsglieder quantifiziert werden. Aufbauend auf die Wasserbilanz wird versucht, eine Tritiumbilanz zu erstellen. Die Tritiumkonzentrationen aus Niederschlag und Oberflächengewässern können über die Wasserbilanz in absolute Mengen umgerechnet werden. Da die Eingangsdaten aus Monatsmittelwerten bestehen, werden die Bilanzen auch auf Monatsbasis berechnet.

Sowohl die Terme der Wasserbilanzgleichung, als auch diejenigen der Tritiumbilanzgleichung werden in ein relatives Verhältnis zueinander gesetzt. Beispielsweise kann der Anteil des zum Abfluss kommenden Niederschlags, einerseits über die Wasserbilanz, andererseits auch über die Tritiumbilanz bestimmt werden. Auf diese Weise lassen sich die beiden Bilanzen miteinander vergleichen. Im optimalen Fall bestätigen die Ergebnisse der Tritiumbilanz jene der Wasserbilanz. Ist dem nicht so, kann aufgrund der

¹Elektronische Datenverarbeitung

Tritiummessungen die Wasserbilanz angepasst werden.

1.2 Vorgehensweise

In Abbildung 1.1 ist die Vorgehensweise schematisch dargestellt. Grundsätzlich wird in zwei Phasen unterschieden. Zunächst müssen die vorliegenden Daten für die Wasser- und die Tritiumbilanz der untersuchten Gebiete vollständig ermittelt werden. Diese gehen aus den beiden oberen Segmenten der Abbildung hervor. Zum Einen handelt es sich um die gemessenen bzw. zu berechnenden Größen der Wasserbilanz, zum Anderen um die entsprechenden Größen der Tritiumbilanz. Daraufhin können die einzelnen Bilanzgrößen als Monatswerte zusammengestellt werden. Die Werte der Tritiumbilanz müssen hierfür von Tritiumkonzentrationen $[Bq/l]^2$ in Tritiummengen $[Bq]^3$ umgerechnet werden. Darüber hinaus muss die Messreihe der Tritiumkonzentration im Vorfluter bis in die frühen 1950er Jahre zurück extrapoliert werden, da erst ab 1978 gemessene Konzentrationen vorliegen. Analog zu der Wasserbilanz ist dann die Grundlage für monatliche Tritiumbilanzen gegeben und damit auch die Möglichkeit eines Vergleichs.

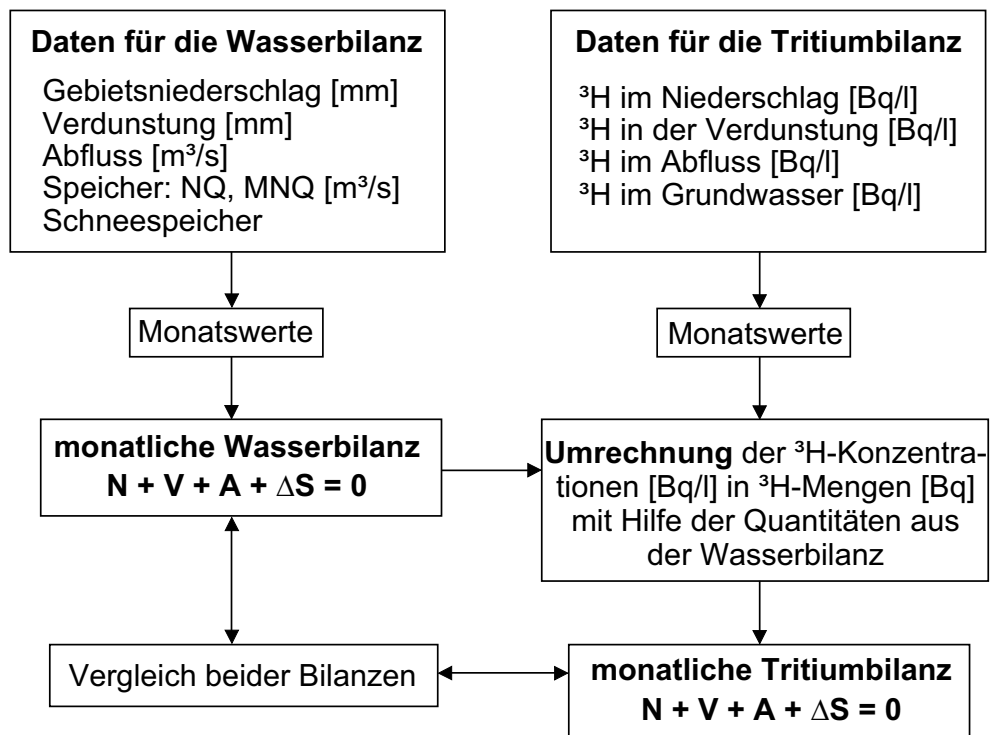


Abb. 1.1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise.

²Becquerel pro Liter

³Becquerel

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Einleitung

Das Bilanzierungsmodell TRIBIL soll auf das gesamte Stromgebiet der Weser angewandt werden. Die Weser fließt bei Bremerhaven in die Nordsee und entwässert eine Fläche von insgesamt 46000 km^2 . Dabei können im Wesentlichen zwei Großlandschaften unterschieden werden: das norddeutsche Tiefland sowie die Mittelgebirge. Der nördliche Bereich liegt innerhalb des norddeutschen Tieflands, einer Aufschüttungslandschaft mit reichem glazialen und fluvioglazialen Formenschatz. Im Süden an das Tiefland anschließend liegt das mit Löss bedeckte niedersächsische Gebirgsvorland, als Übergangszone zu den deutschen Mittelgebirgen. Die Mittelgebirge tauchen unter das Gebirgsvorland mit seinen sandigen und lehmigen Ablagerungen aus dem Tertiär und dem Diluvium ab (Abbildung 2.1). Weserbergland, Harz, Hessisches Bergland und Thüringer Wald bilden die Einheit Mittelgebirge; sie nehmen den größten Flächenanteil des Weser-Einzugsgebiets ein (HARMS 1975).

In dieser Arbeit werden nur die beiden Quellregionen betrachtet, die Einzugsgebiete von Fulda und Werra. Beide Gebiete sind geprägt von den deutschen Mittelgebirgen und erstrecken sich im Westen bis zum Rothaargebirge, im Süden bis zum Vogelsberg und zur Rhön und im Osten bis zum Thüringer Wald bzw. dem Thüringer Becken. Die orographischen und geologischen Unterschiede in den Einzugsgebieten spiegeln sich in der Landnutzung wider. Als erste Übersicht sind in Tabelle 2.1 die Gebietskenngrößen der beiden Untersuchungsgebiete aufgeführt. Anhand von thematischen Karten werden im Folgenden die Einzugsgebiete von Fulda und Werra genauer beschrieben. Die Abbildungen dienen ausschließlich der Gebietsbeschreibung. Die zu Grunde liegenden Daten fließen nicht in die weiteren Berechnungen ein.

Das Fulda-Einzugsgebiet

Die Einzugsgebietsgröße beträgt 6890 km^2 . Der westliche Teil wird von der Eder entwässert, dem größten Seitenarm der Fulda. Zu beiden Seiten der Fulda erstreckt sich das Hessische Bergland. Die Niederungen sind dominiert von Buntsandstein. In den höheren Lagen werden die geologischen Strukturen komplexer. Es kommen unter anderem vulkanische Gesteine und Relikte der variszischen Gebirgsbildung vor, wie das Rheinische Schiefergebirge, in dem die Eder entspringt. Der Vogelsberg und die Rhön bestehen aus tertiären Vulkaniten. Die Quelle der Fulda liegt auf der Wasserkuppe auf der Rhön, die mit 950 Metern ü.NN den höchsten Punkt des Einzugsgebiets darstellt.

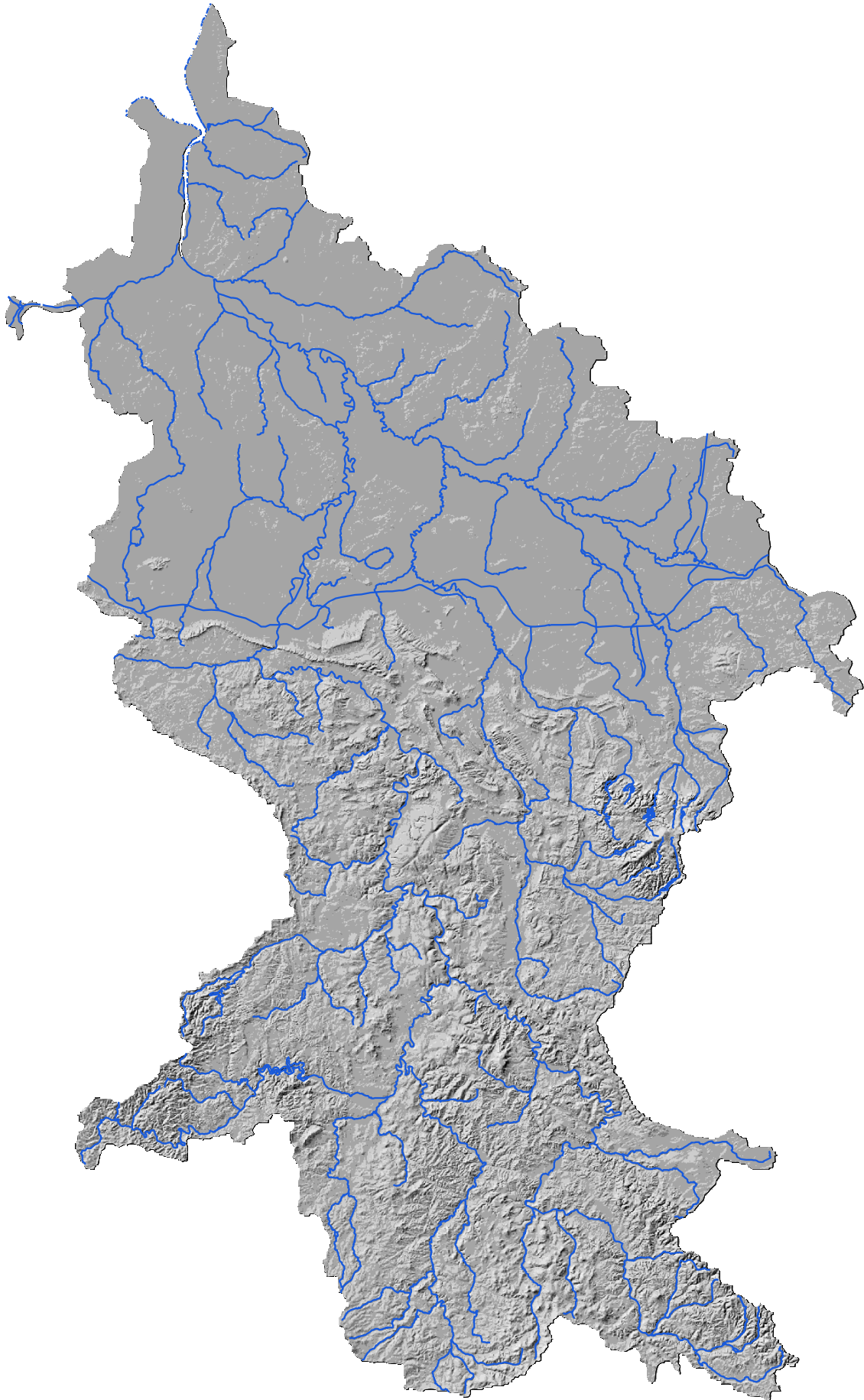


Abb. 2.1: Das Einzugsgebiet der Weser.

Tab. 2.1: Gebietskenngrößen der Einzugsgebiete von Fulda und Werra.

	FULDA	WERRA
Einzugsgebietsgröße [km^2]	6890	5410
Lauflänge [km]	124	276
mittl. jährlicher Niederschlag [mm]	795	759
MQ Jan.'50 - Dez.'96 [m^3/s]	64,82	50,60
mittl. Abflussspende [$l/(s \cdot km^2)$]	9,40	9,35
Quellgebiet mit Höhe [$m \ddot{u}.NN$]	Wasserkuppe 950	Thüringer Wald 780
Pegel mit Höhe [$m \ddot{u}.NN$]	Hann. Münden 117	Letzter Heller 117
mittl. Gefälle des Flusslaufs [‰]	3,4	2,3
Geologie der Niederungen	vorwiegend Buntsandstein, Zechstein Variszische Gebirge, tertiärer Vulkanismus	
Geologie der Erhebungen		

Die Wasserkuppe liegt an der Wasserscheide zum Werra-Einzugsgebiet (Abbildung 2.5).

Nach Inbetriebnahme zahlreicher Gruppenklärwerke weist die Fulda überwiegend die Gewässergüteklasse⁴ II auf. Kritische Belastungen (Güteklasse II - III) treten noch unterhalb der Stadt Fulda und auch unterhalb von Kassel auf. Sie werden verursacht durch die negativen Auswirkungen der Stauhaltung. Die Eder weist überwiegend die Gewässergüteklasse II auf, unterhalb der Edertalsperre sogar zeitweise I - II. Die untere Eder verschlechtert sich nach der Einmündung der stark belasteten Schwalm auf Güteklasse II - III und II. Bei den übrigen größeren Fließgewässern im Fulda - Einzugsgebiet ist durchweg die Gewässergüte II zu beobachten.

Das Werra-Einzugsgebiet

Die Gebietsgröße ist mit $5410 km^2$ deutlich kleiner als die des Fuldagebiets. Die Niederungen werden ebenfalls von Buntsandstein beherrscht. Die Rhön im Westen und der Thüringer Wald im Osten umschließen das Einzugsgebiet. Die Quelle der Werra liegt im Thüringer Wald auf 780 Meter ü.NN. Im Nordosten ist das Gebiet durch das Thüringer Becken begrenzt, eine der größten mesozoischen Senken. Wie in Abbildung 2.5 deutlich zu sehen ist, durchfließt die Werra paläozoische Zechsteinablagerungen. Einerseits konnte der Kaliabbau dadurch gefördert werden, andererseits wird jedoch das Ökosystem nachhaltig belastet. Die Bedeutung des Salzgehalts und seiner geogenen und anthropogenen Veränderung für das Vorkommen von Organismen macht sich hier bemerkbar. Im Gebiet des Kalibergbaues tritt durch dessen Abwässer eine extrem hohe

⁴bestimmt nach dem Sabrobienindex mit einer Skala von I - V.

anthropogene Versalzung auf, die vor allem auf Alkalichloride zurückzuführen ist. Diese bestimmen die Besiedlung des Flusses (ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER 1996). Die organische Belastung der Werra wurde in den vergangenen zehn bis 13 Jahren durch den Bau von Kläranlagen erheblich reduziert, dennoch ist sie noch immer kritisch belastet (Güteklasse II - III). Die Salzbelastung durch die Kaliabwässer aus Hessen und Thüringen wurde ebenfalls vermindert.

2.2 Klimatische Verhältnisse

Niederschlag

Die Niederschlagshöhen in den Tälern sind deutlich geringer als jene der höheren Lagen. Während es in den Niederungen im langjährigen Mittel 550 bis 600 Millimeter pro Jahr regnet, sind auf der Rhön 1200 bis 1400 Millimeter, auf dem Vogelsberg, dem Rothaargebirge und im Thüringer Wald sogar bis zu 1600 Millimeter zu beobachten (siehe Abbildung 2.2).

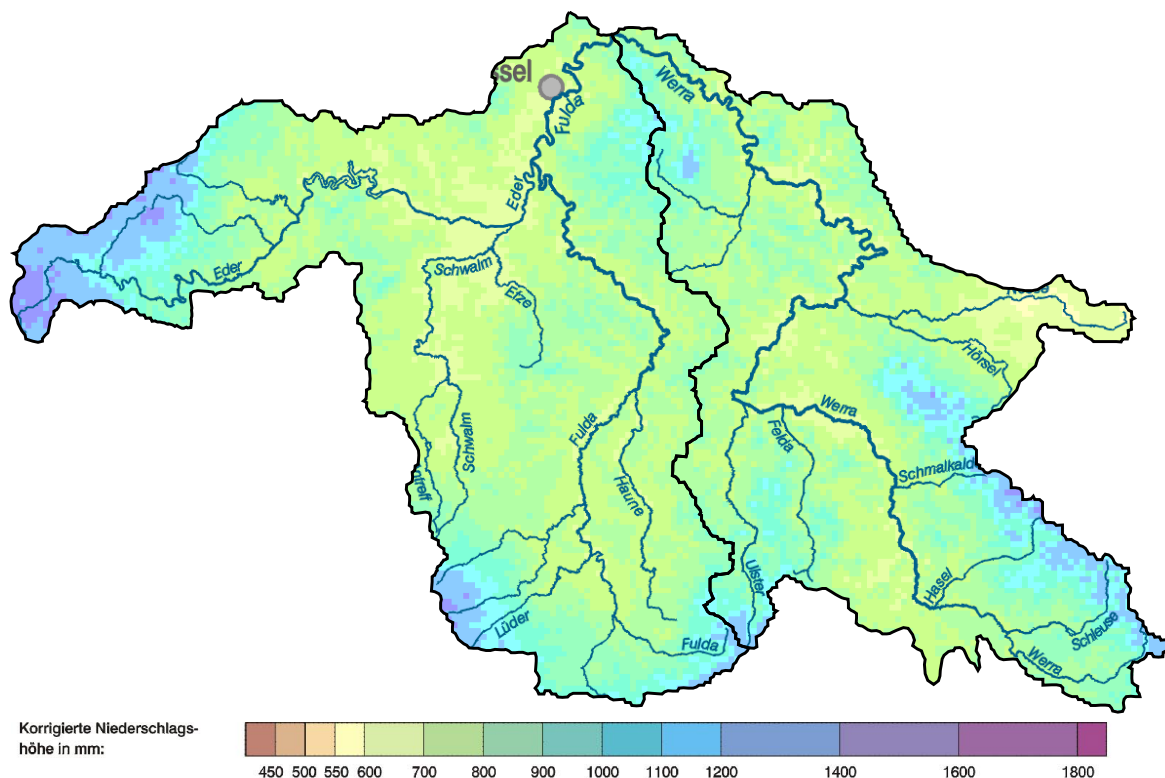


Abb. 2.2: Korrigierte mittlere jährliche Niederschlagshöhen der Einzugsgebiete von Fulda und Werra (HAD 2000a).

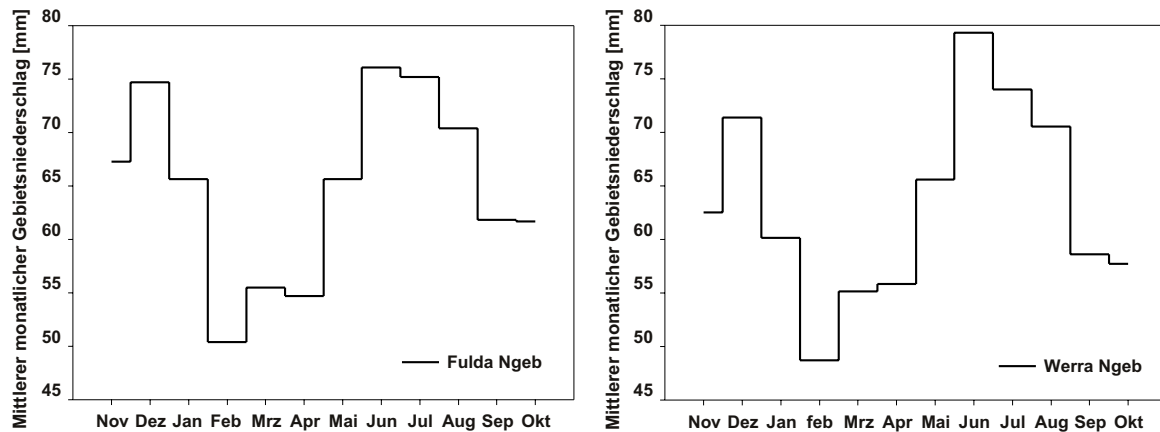


Abb. 2.3: Mittlerer monatlicher Gebietsniederschlag über den Einzugsgebieten von Fulda und Werra.

Die Niederschlagsregime der beiden Untersuchungsgebiete zeigen ein ähnliches Verhalten (siehe Abbildung 2.3). Typisch für die Regionen Mitteldeutschlands ist die regenarme Zeit von Februar bis April. Die beiden Peaks vom Dezember und den Sommermonaten Juni / Juli haben unterschiedliche Ursachen. Das Klima in Mitteleuropa ist im Winter von advektiven Frontensystemen dominiert, so dass mit unter lang anhaltende Landregen zu beobachten sind. Das tendenziell höhere Niederschlagsmaximum im Sommer hat seinen Ursprung hauptsächlich in lokalen konvektiven Luftströmungen. Die verstärkte Sonneneinstrahlung führt zu starken Sommergewittern. Besonders der Peak im Sommer und die trockene Periode im Frühjahr sind bei dem östlicher gelegenen Werra-Einzugsgebiet stärker ausgeprägt. Dies kann durch den zunehmenden Einfluss kontinentaler Klimate verursacht sein.

Die Reaktion der beiden Gebiete auf den Niederschlag kann unter anderem an den Gebietsauslässen beobachtet werden. Abbildung 4.2 zeigt den mittleren monatlichen Abfluss in Metern pro Sekunde [m^3/s] des Fulda-Einzugsgebiets, ermittelt aus den Pegelständen von Hann. Münden minus Letzter Heller. Mit nur einem Peak im Februar handelt es sich um ein einfaches Regime. Die niedrigsten Wasserstände treten im Spätsommer auf; damit liegt ein pluviales Abflussregime vor. Die mittleren monatlichen Abflüsse des Pegels Letzter Heller für das Werra-Einzugsgebietes sind in Abbildung 4.3 zu sehen. Vergleichbar mit dem Regime der Fulda ist es auch ein einfaches Regime mit dem Minimum im Spätsommer. Von einem typisch pluvialen Regime kann jedoch nicht mehr gesprochen werden, da der Peak deutlich in den April hinein verschoben ist. die Tendenz geht zu einem nivalen Regime der Tiefländer über.

Verdunstung

Die mittlere jährliche tatsächliche⁵ Verdunstung beträgt zwischen Rhön und Thüringer Wald stellenweise weniger als 400 Millimeter pro Jahr. Im übrigen Gebiet treten starke regionale Unterschiede von 350 Millimeter bis über 650 Millimeter auf (Abbildung 2.4).

Die Jahresmitteltemperaturen differieren je nach Höhenlage zwischen 7,9 °C im Fulda-Becken und 4,7 °C auf der Wasserkuppe. Die jährliche Temperaturamplitude nimmt nach Osten hin zu. Die beiden Einzugsgebiete liegen im Bereich der Westwindzone. Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit im Jahr beträgt in den Höhenlagen mehr als fünf Meter pro Sekunde [m/sec] und in den Tallagen bei vorwiegender Leelage weniger als 1,5 m/sec .

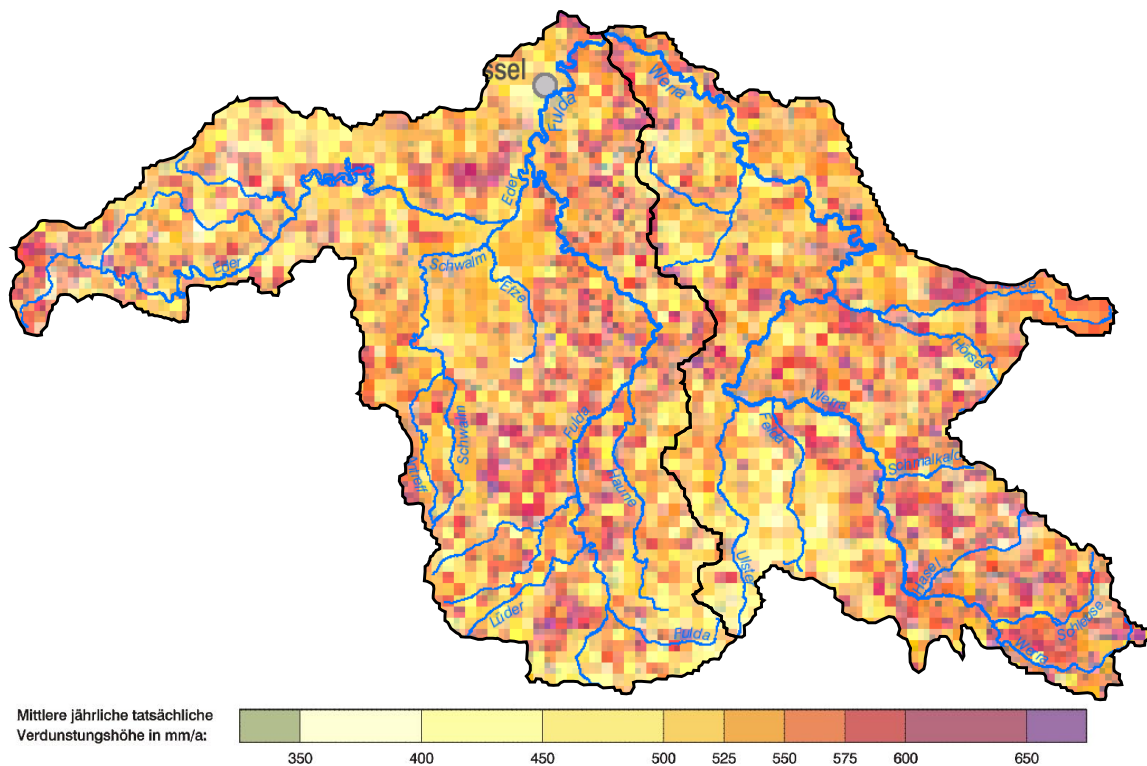


Abb. 2.4: Mittlere jährliche tatsächliche Verdunstungshöhe der Einzugsgebiete von Fulda und Werra (HAD 2000b).

⁵berechnet nach der Penman-Monteith Beziehung in Verbindung mit der Gras Referenz Methode (HAD 2000b).

2.3 Gegebenheiten des Untergrunds

Geologie

Der Untergrund weiter Gebiete besteht aus Sedimenten, die vorwiegend als Festgesteine vorliegen. Die Talregionen sind von den mittelkörnigen Fraktionen des Buntsandsteins geprägt. Bei den Relikten der variszischen Orogenese, dem Rothaargebirge und dem Thüringer Wald, überwiegen die feinen Korngrößen des Buntsandsteins. In den tieferen Regionen der Niederungen kommen auch chemische und klastisch-chemische Sedimente vor. Besonders im Werra-Einzugsgebiet gibt es Salzstollen des Zechsteins. Magmatische Gesteine - größtenteils tertiäre Vulkanite - sind überall vereinzelt zu finden, vermehrt im Fulda-Einzugsgebiet. Großräumig treten sie nur bei Vogelsberg, Rhön und im Thüringer Wald auf und weisen auf deren vulkanischen Ursprung hin. Plutonite sind dagegen nur im Thüringer Wald zu finden (siehe Abbildung 2.5).

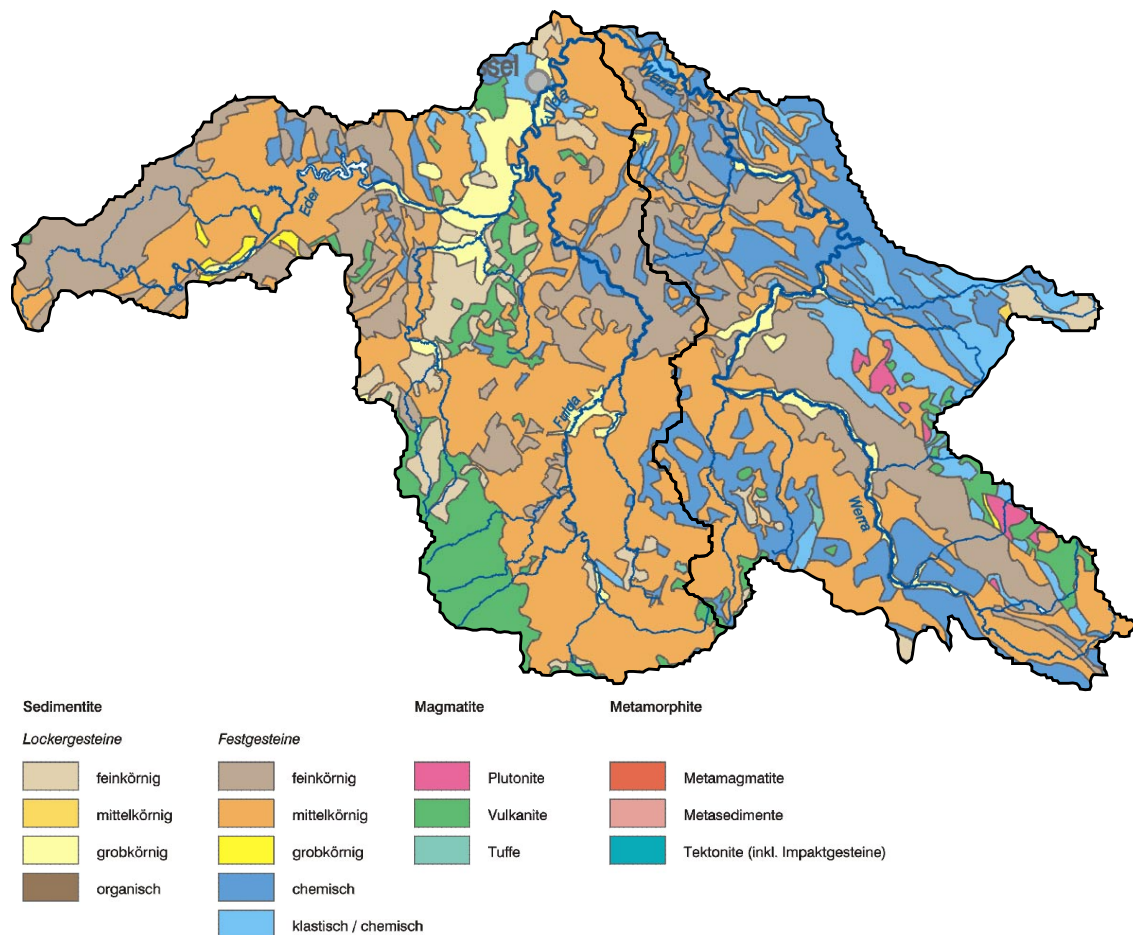


Abb. 2.5: Lithologie der Einzugsgebiete von Fulda und Werra (HAD 2000c).

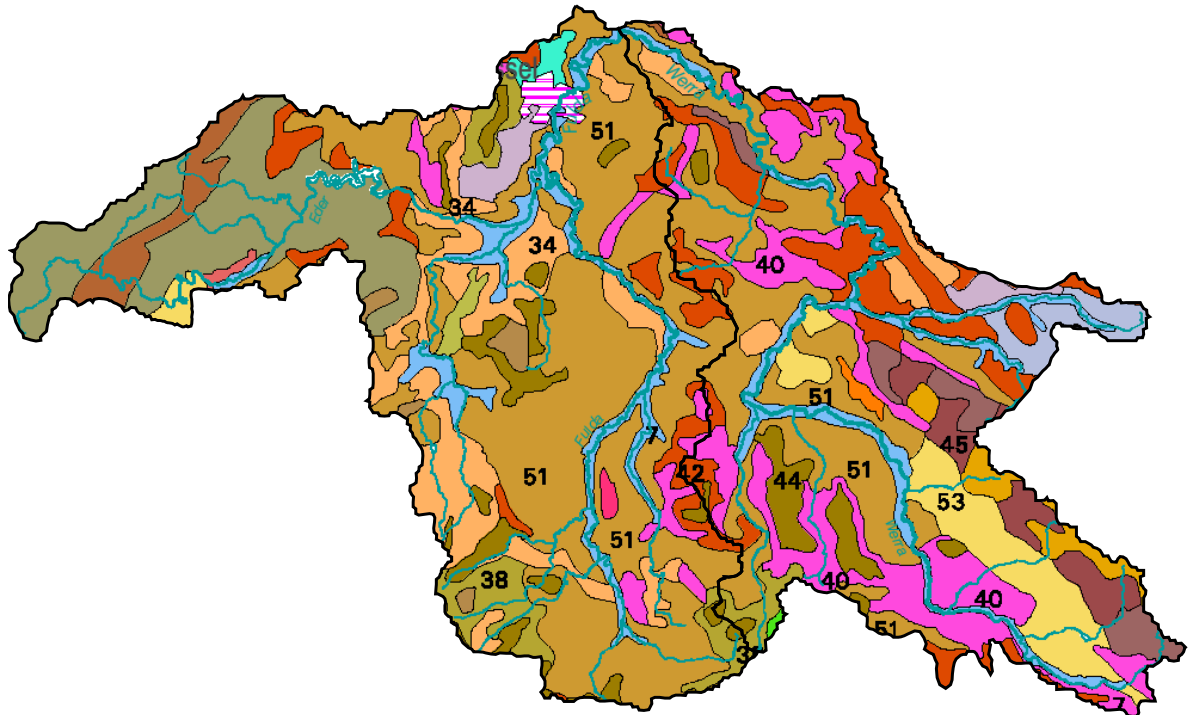
Hydrogeologie

In den beiden Einzugsgebieten kommen sehr unterschiedliche Grundwasserkörper vor. In Regionen des Buntsandsteins mit Sandstein-Tonstein-Konglomerat-Wechselfolgen gibt es ausgedehnte und sehr ergibige Grundwasservorkommen in Poren - und Kluftaquiferen. Nicht so häufig und vermehrt im Osten des Werra-Einzugsgebiets treten lokale oder unzusammenhängende Poren - und Kluftgrundwasserleiter auf. Ausgedehnte und sehr ergibige Kluft - und Karstaquifere kommen in den Gegenden mit tertiären Vulkaniten vor; diese sind meist basisch. Im östlichen Teil des Untersuchungsgebiets sind auch immer wieder Karstaquifere aus Kalkstein zu finden. Der Thüringer Wald und das Rothaargebirge spielen für das Grundwasser nur eine untergeordnete Rolle. Dieses beschränkt sich hier auf lokale Vorkommen, meist in Tonschiefer und Wechsellagen von Arkose und Sand-Schluffstein.

2.4 Eigenschaften der Decklagen und Landnutzung

Böden

Abbildung 2.6 zeigt die Bodenübersicht. Es kann in die Böden der Lössgebiete und die der Berg - und Hügelländer unterschieden werden. Erwähnenswert sind die Parabraunerden, Fahlerden und Pseudogleye aus Löss oder Lösslehm. Häufiger verbreitet sind jedoch die Böden der Berg - und Hügellagen, deren Ausgangsmaterial aus Festgesteinen oder deren Verwitterungsmaterial sowie aus Umlagerungsdecken besteht. Braunerden sind sowohl aus quarzitischen, basenarmen Sandsteinen und Konglomeraten, als auch aus basischen und magmatischen Gesteinen ausgebildet. Auf Hangschutt und Kalkmergel haben sich Rendzina, Braunerde-Rendzina oder Pararendzina entwickelt. Podsol-Braunerde ist dagegen auf harten Ton - und Schluffschiefern zu finden.



Böden der Lößgebiete

34: Parabraunerde / Fahlerde /Pseudogley aus Löß oder Lößlehm

Böden der Berg - und Hügelländer

aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken

40: Rendzina / Braunerde - Rendzina / Parabraunerde aus Hangschutt und Kalkmergel

44: Braunerde aus basischen und magmatischen Gesteinen

50: Podsol - Braunerde aus harten Ton - und Schluffschiefern, Grauwacke, Phyllit

51: Braunerde aus basenarmen, quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten

Abb. 2.6: Bodenübersicht der Einzugsgebiete von Fulda und Werra (HAD 2000d).

Landnutzung

Die Landnutzung weist keine großflächigen Versiegelungen auf. Ackerflächen kommen zu vergleichbaren Anteilen neben Mischwäldern vor. Die Quellgebiete sind dagegen stärker bewaldet - in den östlichen Regionen überwiegen Nadelwälder. Ackerbau wird verstärkt in den Niederungen am Unterlauf der Eder westlich von Kassel und im Thüringer Becken betrieben. Nach Abbildung 2.4 ist hier die Verdunstung auch geringer.

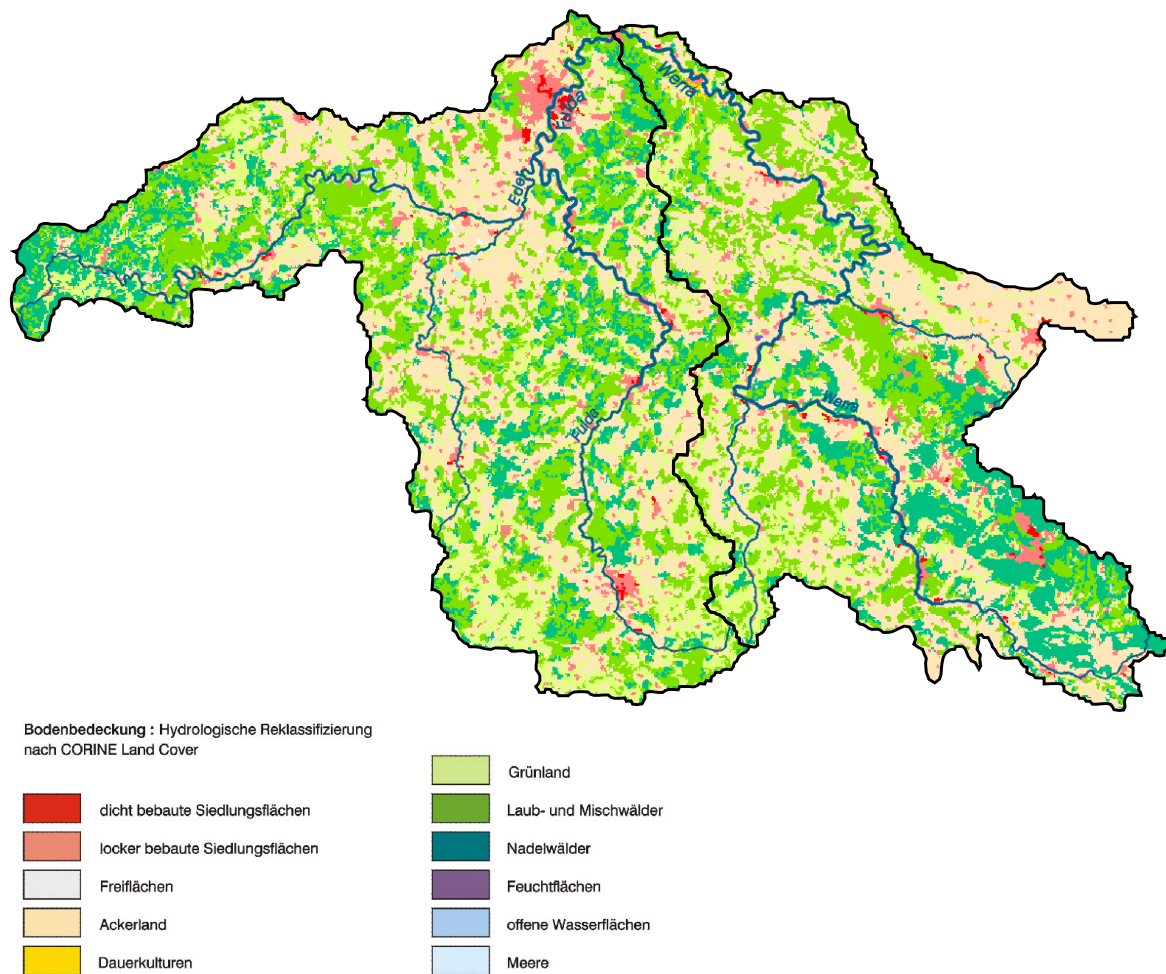


Abb. 2.7: Landnutzung in den Einzugsgebieten von Fulda und Werra (HAD 2000e).

3 Theoretische Grundlagen

3.1 Einleitung

Dieses Kapitel beginnt mit der allgemeinen Beschreibung des Wasserstoffisotops Tritium. Danach wird näher auf die Struktur der Simulationssoftware TRIBIL eingegangen, Eingabe - und Ausgabegrößen des Modells werden erklärt. Die mathematischen Grundlagen zur Beschreibung der Grundwasserspeicher und die Umrechnung von Tritiumkonzentrationen in absolute Tritiummengen sind im Detail dargestellt. Anschließend ist die konkrete Datengrundlage erläutert.

3.2 Wasserstoffisotop Tritium

Tritium (3H) ist mit der Massenzahl drei das schwerste bekannte Wasserstoffisotop⁶. Sein chemisches Verhalten gleicht dem der leichteren Wasserstoffisotope 1H und 2H (Deuterium); demzufolge ist es auch im Wasser als tritiiertes Wassermolekül (3HHO) zu finden. Im Gegensatz zu den leichteren Isotopen ist es schwach radioaktiv, ein reiner β - Strahler ($^3H \rightarrow ^3He + \beta$). Tritium entsteht auf natürliche Weise vorwiegend in der höheren Atmosphäre. Die kosmische Strahlung erzeugt hier Neutronen, die auf Stickstoffatome einwirken und Tritium freisetzen. Tritium wird dabei zum größten Teil zu Wasser oxidiert und gelangt mit dem Niederschlag auf die Erde und in die Hydrosphäre. Der natürliche 3H -Gehalt beträgt etwa 0,71 Becquerel pro Liter (Bq/l) oder 6 Tritium Units (TU); die Halbwertszeit liegt bei 12,35 Jahren (MOSER & RAUERT 1980). Die globale Verteilung des natürlich entstandenen Tritiums wird von folgenden Effekten bestimmt:

- Dem Höheneffekt - die Tritiumkonzentration nimmt mit der Höhe zu
- Dem Breiteneffekt - die Tritiumkonzentration steigt mit zunehmender geographischen Breite
- Dem Kontinentaleffekt - die Tritiumkonzentration erhöht sich mit der Kontinentalität

⁶Isotope sind Atome der gleichen Ordnung jedoch mit unterschiedlicher Masse. Dies ergibt sich aus der Anzahl der Neutronen.

- Dem jahreszeitlichen Effekt - Tritiumpeaks in der Atmosphäre treten im Frühjahr auf, wenn ein Luftmassenaustausch mit der Stratosphäre stattfindet. Diese wirkt wie ein Reservoir; während der stabileren Schichtung im Winter verringert sich der Austausch

Infolge der frühen oberirdischen Kernwaffenversuche (~ 1954 bis 1960) ist neben anderen Radionukliden⁷ auch Tritium in beträchtlichen Mengen entstanden und weltweit in der Lufthülle verteilt worden. Entsprechend der geographischen Lage der Emissionsstellen, reicherte sich das künstliche Tritium verstärkt in der nördlichen Hemisphäre an. Die Niederschläge wurden mit Tritium beaufschlagt, dadurch gelangte Tritium auf die Erdoberfläche und damit in die Hydrosphäre (KRAUSE 1988A). Im Sommer 1963 hat die Tritiumkonzentration im Niederschlag mit 682 Bq/l ihr Maximum über Mitteleuropa erreicht. In sehr kurzer Zeit wurden der Hydrosphäre hohe Konzentrationen zugeführt, vergleichbar eines punktuellen Stoffeintrags. Tritium stellt als „schweres“ Wassermolekül ${}^3\text{HHO}$ einen idealen Leitstoff für Wasser dar. Damit kann der Kreislauf des Wassers in der Natur untersucht werden; die Transportwege lassen sich bis in den Grundwasserbereich verfolgen. Tritium ist ein wichtiges Hilfsmittel bei der Untersuchung hydrologischer Prozesse: Wasserbilanzen können überprüft und die Verweilzeiten des Wassers in Grundwasseraquiferen ermittelt werden (KRAUSE 1988A).

Die spezielle Messtechnik mittels Flüssigkeitsszintillationsspektrometer ermöglicht die Erfassung von Tritiumgehalten bis unter ein Becquerel pro Liter. In dieser Arbeit wird versucht die Einheiten einheitlich zu halten, für Tritiumgehalte in Bq und für Tritiumkonzentrationen in Bq/l . Die ursprüngliche Masseinheit waren Curie [Ci]: ein Ci entspricht $3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$. Ausgehend von der Anzahl der Tritiumzerfälle pro Minute in einem Liter Wasser wurde die Einheit TU (Tritium Unit) eingeführt. Eine TU sind 7,1 Zerfälle pro Minute oder 0,119 Zerfälle pro Sekunde. Ein Becquerel [Bq] schließlich entspricht einem Zerfall pro Sekunde in einem Liter H_2O . Dies ist die heute übliche Masseinheit.

$$1 \text{ Bq/l} = 8,4 \text{ TU}$$

$$1 \text{ Bq} = 2,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ci} = \text{ein Zerfall pro Sekunde.}$$

⁷unter Aussendung radioaktiver Strahlung zerfallendes Nuklid.

3.3 Bilanzmodell TRIBIL

3.3.1 Allgemeines

TRIBIL ist ein deterministisches Bilanzierungsmodell. Mit Hilfe gemessener Tritiumkonzentrationen aus Niederschlag und Oberflächengewässern soll die Wasserbilanz des Fulda - und Werra-Einzugsgebiets verifiziert werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf einer modifizierten Charakterisierung des Grundwasserspeichers. Es wird versucht, die Speichervolumina, die Verweilzeit des Wassers im Untergrund sowie die zeitliche Dynamik detailliert zu beschreiben. Dies geschieht über die Tritiumkonzentrationen im Grundwasser, deren Ermittlung den Kern des Bilanzmodells darstellt. Eine ausführliche Dokumentation der im Folgenden genannten Rechenschritte bietet die Formelsammlung nach REISEWITZ 1996. Abbildung 3.1 zeigt eine Schemazeichnung der einzelnen Teilströme. Um die hydrologischen Verhältnisse mathematisch beschreiben zu können, mussten vorweg vereinfachende Annahmen getroffen werden:

- Die Tritiumkonzentration aus Niederschlag und Verdunstung sind gleich. Die Isotopenfraktionierung durch den Phasenübergang von flüssig zu gasförmig liegt in der Größenordnung der Messfehler
- Der Oberflächenabfluss sowie der Zwischenabfluss werden als Direktabfluss A_o zusammengefasst
- Die Verweilzeit τ_u des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone beträgt konstant ein halbes Jahr, $\tau_u = 0,5 \text{ a} = \text{const}$
- Die Aufteilung der Sickerwasserzufuhr in einen schnell und einen träge reagierenden Grundwasserspeicher ist zeitlich konstant
- Das gemessene Abflussvolumen an den Gebietsauslässen erfasst den gesamten Abfluss: sowohl den direkten Abfluss A_o als auch den unterirdischen Abfluss A_u
- Der Flächenanteil der offenen Wasserflächen wurde mit drei Prozent in beiden Gebieten abgeschätzt. Die restlichen 97 Prozent sind Landflächen

3.3.2 Modellinput und Modelloutput

Das Modell rechnet mit einer zeitlichen Auflösung von einem Monat. TRIBIL gliedert sich in einen Input - und einen Outputteil. Hier muss unterschieden werden in

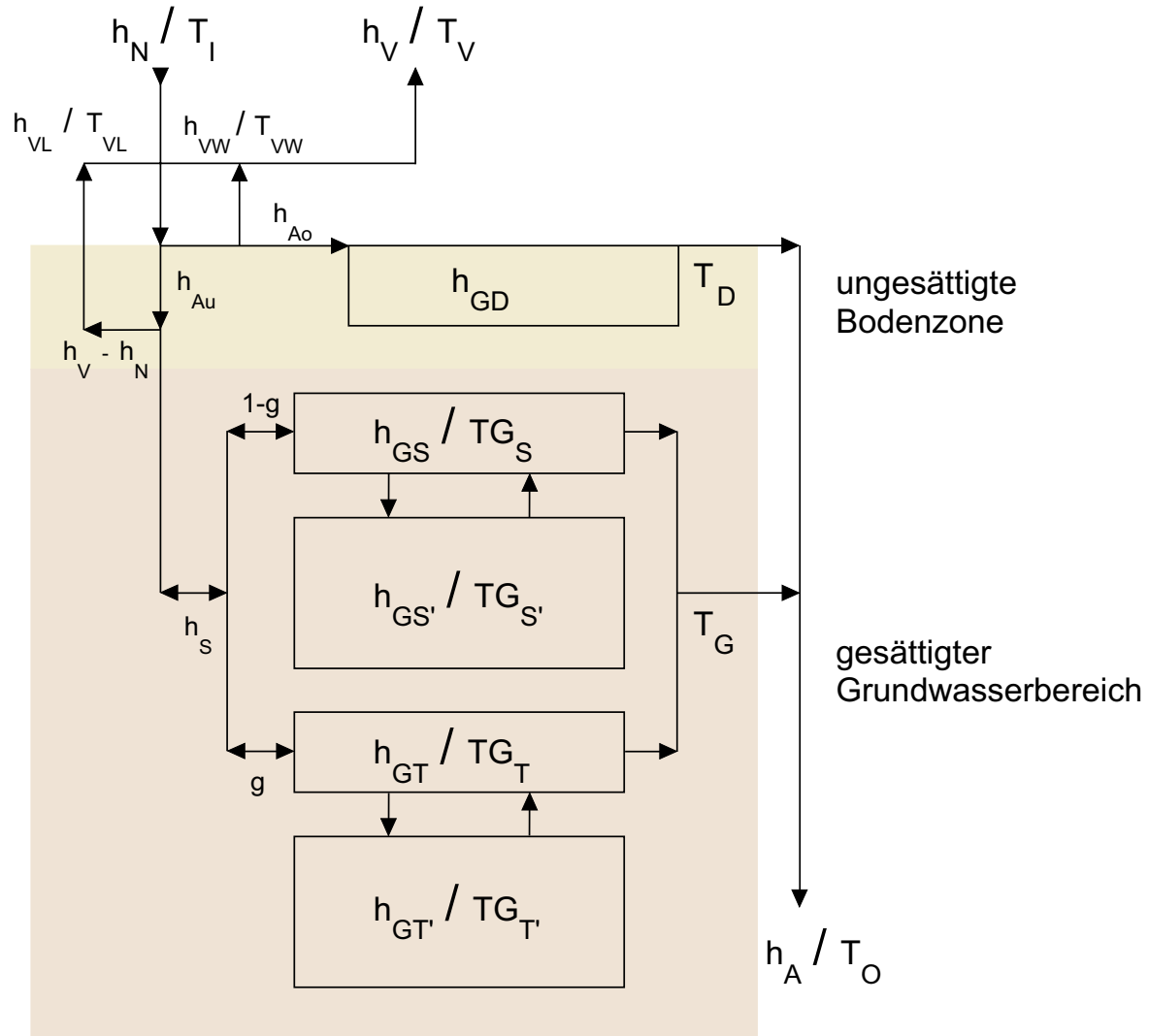


Abb. 3.1: Schematische Darstellung des Bilanzmodell Tribil ohne die Beeinflussung von kerntechnischen Anlagen und Kanälen (nach Krause 1988a, verändert).

den Input der Wasserbilanz und jenen der Tritiumbilanz. Die Wasserbilanz basiert auf Wasserhöhen der einzelnen Messgrößen. Angaben von Niederschlag und Verdunstung sind üblicherweise bereits auf die Einzugsgebietsflächen bezogen und werden in Millimetern angegeben. Der Abfluss wird als Pegelhöhe bzw. Abflussvolumen gemessen und in die Abflusshöhe h_A [mm] umgerechnet:

$$h_A = \frac{Q \cdot n_j \cdot 1000}{A_E \cdot 10^6} \quad (3.1)$$

Hierbei ist Q der Abfluss [m^3/s], n_j die Anzahl der Sekunden des entsprechenden Monats j [sec/mon] und A_E die Einzugsgebietsfläche [km^2].

Der Input der Tritiumbilanz ist die durch den Niederschlag in die Hydrosphäre einge-

tragene Tritiummenge $[Bq]$. Diese Menge wird für die einzelnen Untersuchungsgebiete quantifiziert:

$$T_I = h_N \cdot T_N \cdot A_E \cdot 10^6 \quad (3.2)$$

mit der Tritiumbeaufschlagung⁸ $T_I [Bq]$, der Niederschlagshöhe $h_N [mm]$, der Tritiumkonzentration im Niederschlag $T_N [Bq/l]$, der Einzugsgebietsfläche $A_E [km^2]$ und einem Faktor zur Umrechnung von km^2 in m^2 . Die Tritiumbeaufschlagung lässt sich weiter unterteilen in:

- die Beaufschlagung der Landfläche, mit verzögertem Austrag
- die Beaufschlagung der Wasserflächen, mit schnellem Austrag
- die temporäre Rücklage in Eis und der Schneedecke.

Der Modelloutput umfasst den Tritiumaustrag des Vorfluters, die Tritiummenge der Evapotranspiration sowie den radioaktiven Zerfall:

- 3H -Fracht im Vorfluter (T_O)
- 3H -Verdunstung über Landflächen (T_{VL})
- 3H -Verdunstung über Wasserflächen (T_{VW})
- radioaktiver Zerfall von Tritium (λ)

Die 3H -Fracht im Gesamtabfluss T_O wird zusätzlich in die Fracht des direkten Abflusses T_D und die Fracht des Grundwasserabflusses T_G unterteilt. Die einzelnen Terme werden wie folgt berechnet: Bei der Evapotranspiration wird unterschieden, ob die Niederschlagshöhe größer oder kleiner als die der Verdunstung ist:

$$T_V = h_V \cdot T_N \cdot A_E \quad \text{für den Fall } h_N \geq h_V \quad (3.3)$$

$$T_V = (h_N \cdot T_N + (h_V - h_N) \cdot T_U) \cdot A_E \quad \text{für den Fall } h_N < h_V \quad (3.4)$$

$$T_O = h_A \cdot T_W \cdot A_E \quad (3.5)$$

⁸Tritiummenge die durch den Niederschlag in die Hydrosphäre eingetragen wird.

$$T_D = h_{Ao} \cdot T_W \cdot A_E \quad (3.6)$$

$$T_G = h_{Au} \cdot T_U \cdot A_E \quad (3.7)$$

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = \frac{\ln 2}{12,35} \quad (3.8)$$

Mit der 3H -Verdunstung T_V [Bq], der Verdunstungshöhe h_V [mm], der 3H -Konzentration im Grundwasser T_U [Bq/l], der 3H -Fracht des Gesamtabfluss T_O [Bq], der gesamten Abflusshöhe h_A [mm], der 3H -Konzentration im Vorfluter T_W [Bq/l], der 3H -Fracht des direkten Abflusses T_D [Bq], der direkten Abflusshöhe h_{Ao} [mm], der 3H -Fracht des Grundwasserabflusses T_G [Bq], der unterirdischen Abflusshöhe h_{Au} [mm] und dem radioaktiven Zerfall λ [a^{-1}].

3.3.3 Speichereigenschaften

Die Vorgänge im Grundwasserbereich beeinflussen die Tritiumkonzentration im Vorfluter erheblich. Im Gegensatz zu den starken Schwankungen des Tritiumgehalts im Niederschlag, treten im Oberflächengewässer wesentlich geringere Änderungen auf. Das in den Boden versickernde Wasser durchströmt bis zum Wiederaustritt in den Vorfluter zwei Grundwasserspeicher: einen schnell reagierenden und einen träge reagierenden Speicher. Dies allein erklärt jedoch die jahreszeitlichen und langfristigen Schwankungen des Tritiumgehalts im Vorfluter noch nicht (KRAUSE 1988A). Eine weitere Teilung der beiden Speicher in nicht abflussfähige Komponenten ermöglicht eine realistischere Beschreibung der Tritiumgehalte im Untergrund. Beide Speicher haben keinen unmittelbaren Ausfluss: Sowohl der schnell reagierende als auch der träge reagierende Speicher sind volumenkonstant. Sie bewirken eine Pufferung des Tritiumgehalts. Die Tritiumbilanz erfordert demzufolge eine wesentlich höhere Grundwasserspeicherkapazität als die Wasserbilanz zu ermitteln vermag (KRAUSE 1988A). Die Tritiumgehalte weisen somit auf größere Vorkommen von immobilem Grundwasser hin.

Die Grundwasserspeicher werden durch zwei Merkmale charakterisiert: zum Einen durch die Wassersäule in dem jeweiligen Aquifer - zum Anderen durch dessen Tritiumkonzentration. Nachdem die Annahme eines Einzellinearspeichers zugrunde liegt, ändert sich das Speichervolumen linear mit der Speicherhöhe. Demzufolge definiert sich das Speichervolumen V als

$$V = Q \cdot \Delta t \quad (3.9)$$

Q bedeutet dabei den Ausfluss und Δt die Ausflussdauer. Dieser Ansatz findet sich in der Modellkonzeption wieder. Die Speichervolumina, also auch die Wasserhöhen aller berücksichtigten Speicheraquifere, ergeben sich aus drei Komponenten:

- dem Speicherausfluss Q , berechnet aus dem langjährigen Mittel des unterirdischen Abflusses h_{Au}
- der Ausflussdauer Δt , abhängig von der Speicherkonstanten und angegeben als deren Kehrwert dem Auslaufkoeffizienten β
- dem Base Flow Anteil g der den Zufluss in den schnell und träge reagierenden Speicher regelt

Die Ermittlung der Tritiumkonzentration im Grundwasser ist komplexer. Generell wird unterschieden, ob die Höhe der monatlichen Niederschlagssumme größer oder kleiner ist als die Summe der monatlichen Verdunstungshöhe. Maßgebender Parameter ist der Strom des Sickerwassers. Er kann von der Erdoberfläche weg, abwärts oder aufwärts zur Oberfläche hin gerichtet sein. Mit diesem Sickerwasser, das entweder die 3H -Konzentration des Niederschlags oder die 3H -Konzentration der nicht abflussfähigen Grundwasserspeicher aufweist, ändert sich die Konzentration in den abflussfähigen Speichern. Zusätzliche Berücksichtigung findet der radioaktive Zerfall während des Transportes in der ungesättigten Bodenzone. Die aus dem Vormonat bereits vorhandene 3H -Konzentration abzüglich des monatlichen Zerfalls wird zu der Konzentrationsänderung hinzu addiert. Die nicht abflussfähigen Speicher werden nicht durch das Sickerwasser, sondern durch den unterirdischen Abfluss gefüllt; seine Tritiumkonzentration entspricht derjenigen des abflussfähigen Speichers. Der radioaktive Zerfall und die bereits vorhandene Konzentration werden ebenfalls berücksichtigt.

Zur Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse im Untergrund kann man nach REISEWITZ 1996 in drei Teilströme untergegliedert: die direkte Abflusskomponente, der abflussfähige Grundwasserspeicher sowie der nicht abflussfähige Grundwasserspeicher. Diese werden im Folgenden mathematisch beschrieben.

a) **Der oberflächennahe Zwischenspeicher**

Die Wasserhöhe des oberflächennahen Zwischenspeichers h_{GD} ergibt sich aus:

$$h_{GD} = \frac{h_{Ao}}{\alpha_D} . \quad (3.10)$$

Die Ermittlung der Höhe des direkten Abflusses h_{Ao} und des Auslaufkoeffizienten α_D nach Maillet ist in Kapitel 4.2.3 genauer erläutert. Die Tritiumfracht des direkten Abflusses T_D ist in Formel 3.6 mathematisch beschrieben.

b) Die abflussfähigen Grundwasserspeicher

Die Wasserhöhe des schnell reagierenden abflussfähigen Grundwasserspeichers h_{GS} ergibt sich aus:

$$h_{GS} = (1 - g) \cdot h_{Au} \cdot \beta_S \quad (3.11)$$

Bei der 3H -Konzentration des schnell reagierenden abflussfähigen Speichers TG_S wird in absteigende ($h_S \geq 0$) und aufsteigende ($h_S < 0$) Sickerwasserströme differenziert. Für den Fall $h_S \geq 0$ gilt:

$$TG_S = \frac{(1 - g) \cdot h_{S_i} \cdot T_{N_i} \cdot e^{\frac{-\lambda}{2}} + h_{GS_{i-1}} \cdot TG_{S_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{(1 - g) \cdot h_{S_i} + h_{GS_{i-1}}} \quad (3.12)$$

und für den Fall $h_S < 0$ gilt:

$$TG_S = \frac{(1 - g) \cdot h_{S_i} \cdot TG_{S'_{i-1}} + h_{GS_{i-1}} \cdot TG_{S_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{(1 - g) \cdot h_{S_i} + h_{GS_{i-1}}} \quad (3.13)$$

Analog zu dem schnell reagierenden abflussfähigen Speicher erfolgen die Berechnungen des träge reagierenden abflussfähigen Speichers über die Wasserhöhe h_{GT}

$$h_{GT} = g \cdot h_{Au} \cdot \beta_T \quad (3.14)$$

und der 3H -Konzentration TG_T . Für $h_S \geq 0$ gilt:

$$TG_T = \frac{g \cdot h_{S_i} \cdot T_{N_i} \cdot e^{\frac{-\lambda}{2}} + h_{GT_{i-1}} \cdot TG_{T_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{g \cdot h_{S_i} + h_{GT_{i-1}}} \quad (3.15)$$

für $h_S < 0$ gilt

$$TG_T = \frac{g \cdot h_{S_i} \cdot TG_{T'_{i-1}} + h_{GT_{i-1}} \cdot TG_{T_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{g \cdot h_{S_i} + h_{GT_{i-1}}} \quad (3.16)$$

c) Die nicht abflussfähigen Grundwasserspeicher

Die Wasserhöhe des schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speichers $h_{GS'}$ beträgt

$$h_{GS'} = (1 - g) \cdot h_{Au} \cdot \beta_{S'} \quad (3.17)$$

Die 3H -Konzentration des schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speichers TG'_S wird beschrieben durch:

$$TG'_S = \frac{(1 - g) \cdot h_{Au_i} \cdot TG_{S_i} + h_{GS'_{i-1}} \cdot TG_{S'_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{(1 - g) \cdot h_{Au_i} + h_{GS'_{i-1}}} \quad (3.18)$$

Abschließend sind die Berechnungen der Wasserhöhe $h_{GT'}$ sowie der 3H -Konzentration TG'_T des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers dargestellt:

$$h_{GT'} = g \cdot h_{Au} \cdot \beta_{T'} \quad (3.19)$$

$$TG'_T = \frac{g \cdot h_{Au_i} \cdot TG_{T_i} + h_{GT'_{i-1}} \cdot TG_{T'_{i-1}} \cdot e^{\frac{-\lambda}{12}}}{g \cdot h_{Au_i} + h_{GT'_{i-1}}} \quad (3.20)$$

Der Tritiumzerfall $\lambda [a^{-1}]$ bei den Speicherzuläufen wird als konstant (mit einem halben Jahr) angenommen. Der Zerfall während der Verweilzeit des Wassers im Untergrund wird jeden Monat neu berechnet, mit dem aktuellen Monat i und dem Vormonat $i - 1$. Die Grundlagen der Berechnungen des Base Flow Anteils $g [-]$, der Auslaufkoeffizienten $\beta_S, \beta_{S'}, \beta_T, \beta_{T'} [mon^{-1}]$ bzw. $[a^{-1}]$ und des unterirdischen Abflusses h_{Au} sind im Kapitel 4.3 beschrieben.

3.3.4 Umrechnung von Tritiumkonzentrationen in Tritiummengen

Wie bereits bei Vorgehensweise in (Abbildung 1.1) erwähnt bedarf es absoluter Tritiummengen, um Bilanzen zu erstellen. Beim Tritium der Hydrosphäre sind jedoch dessen Konzentrationen erfasst worden. Die Messeinheit der Datenreihen des Niederschlags und des Abflusses sind dementsprechend Becquerel pro Liter. Die allgemeine Formel der Berechnung absoluter Tritiumgehalte⁹ T in Becquerel $[Bq]$ lautet:

$$T_X [Bq] = h_X [l/m^2] \cdot TK_X [Bq/l] \cdot A_E [m^2] \quad (3.21)$$

Wobei „X“ für die jeweilige Bilanzgröße steht. Die Höhe der Wassersäule h wird hierbei in der Einheit l/m^2 angegeben. Durch die Multiplikation der Wasserhöhe eines Quadratmeters mit der Einzugsgebietsfläche A_E ergibt sich die gesamte betrachtete Wassermenge der entsprechenden hydrologischen Größe. Mit der Kenntnis der Tritiumkonzentrationen TK in dieser Menge wird schließlich die absolute Tritiummenge bestimmt.

⁹diese entsprechen den Tritiummengen.

Auf die konkrete Umsetzung in Bezug auf die einzelnen Bilanzgrößen wurde bereits in Kapitel 3.3 eingegangen. Formel 3.2 berechnet die Tritiumbeaufschlagung des Niederschlags, Formel 3.3 bzw. Formel 3.4 den Tritiumgehalt der Verdunstung und mit Formel 3.5 und Formel 3.7 werden die absoluten Tritiumgehalte im Oberflächen- und im Grundwasser ermittelt.

3.4 Datengrundlage

3.4.1 Inputdaten für die Wasserbilanz

Niederschlagshöhen N [mm]

Der Niederschlag wird punktuell mit Niederschlagssammlern gemessen. In der Regel werden Sammler nach Hellmann mit einer Auffangfläche von 200 cm^2 verwendet. Die Daten werden in Liter pro Quadratmeter umgerechnet. Ein Liter pro Quadratmeter entspricht einem Millimeter. Die Werte werden schließlich zu Monatswerten aggregiert. Die Niederschlagsmessstationen mit Messreihen ab den 1950er Jahren befinden sich häufig außerhalb der untersuchten Einzugsgebiete. Der Gebietsniederschlag ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der einzelnen Stationswerte.

Abflussvolumina der Gebietsauslässe Q [m^3/s]

Für die beiden Einzugsgebiete steht je eine Pegelmessstation zur Verfügung. Da der Bezug der Pegelstände zu den Abflussvolumina bekannt ist, werden hier nur noch die Abflüsse Q in m^3/s verwendet. Der Pegel „Letzter Heller“ befindet sich nahezu am Gebietsauslass des Werra-Einzugsgebiets. Die Abflüsse der Fulda stammen von der Messstation Hann. Münden. Diese befindet sich unmittelbar hinter der Konfluenz von Fulda und Werra. Der Abfluss des Fulda-Einzugsgebiets ergibt sich damit aus der Differenz des Abflusses in Hann. Münden und „Letzter Heller“.

Da die weiteren Berechnungen auf Basis von Monatswerten erfolgen, werden die gemessenen Tageswerte zu gewässerkundlichen Hauptzahlen aggregiert. Es handelt sich dabei um:

- den **MQ**, dem mittleren Abfluss eines Monats. Er setzt sich zusammen aus dem arithmetischen Mittel der Tageswerte des entsprechenden Monats. Der mittlere Abfluss der gesamten Untersuchungsperiode ist in Tabelle 3.1 dargestellt
- den **NQ**, dem monatlichen Niedrigwasserabfluss. Er entspricht dem niedrigsten Tageswert eines Monats. Der monatliche Niedrigwasserabfluss gemittelt über den

gesamten Untersuchungszeitraum ist ebenfalls in Tabelle 3.1 aufgeführt

- den **MNQ**, dem mittleren monatlichen Niedrigwasserabfluss. Dieser wird für jeden Monat eines Jahres berechnet, wobei die gesamte Messperiode berücksichtigt wird. Die Niedrigwasserabflüsse der jeweils gleichen Monate werden von 1950 bis 1996 arithmetisch gemittelt. Das führt zu einer jährlich wiederkehrenden Periode der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse (siehe Tabelle 3.2)

Tabelle 3.1 zeigt die mittleren gewässerkundlichen Hauptzahlen der Periode November 1950 bis Dezember 1999 der Einzugsgebiete von Fulda und Werra. MNQ und NQ haben die gleichen Zahlenwerte, es ist deshalb nur NQ aufgetragen.

Tab. 3.1: Mittlerer Abfluss MQ und Niedrigwasserabfluss NQ der Einzugsgebiete von Fulda und Werra von 1950 bis 1996.

	MQ [m^3/s]	NQ [m^3/s]
FULDA	64,8	39,4
WERRA	50,6	31,5

Tab. 3.2: Mittlere monatliche Niedrigwasserabflüsse MNQ [m^3/s].

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Fulda	44,4	50,3	46,5	45,1	34,4	34,6	34,5	34,0	35,0	32,5	35,4	43,0
Werra	38,5	43,4	46,0	50,5	33,7	27,9	23,4	19,8	18,6	20,0	25,2	30,1

Verdunstungshöhen V [mm]

Die Verdunstungshöhen V in Millimetern sind vom DWD¹⁰ berechnete Gebietswerte. Berechnungsgrundlage der potenziellen Verdunstung ist dabei die „Gras Referenz Methode“. Dabei wird im Weser-Einzugsgebiet die empirische Referenzverdunstung nach Wendling abgeschätzt. Diese Methode ist aus Untersuchungen zur Kalibrierung empirischer Formeln der potenziellen Verdunstungshöhe aus der Penman- Monteith-Beziehung hervorgegangen. Die regionalen klimatischen Bedingungen werden dabei berücksichtigt. Über das langjährige Mittel der hydrologischen Jahre 1951 bis 1999 ergibt sich für das Fuldagebiet eine Jahressumme von 502 mm und für das Werragebiet eine Jahressumme von 491 mm .

¹⁰Deutscher Wetterdienst.

Grundwasserspeicherhöhen S [mm]

Aus Kapitel 3.3 geht hervor, dass vier Grundwasserspeicher unterschieden werden. Die Grundwasserhöhen sind an keiner Stelle gemessen, sondern ergeben sich aus dem Base Flow Anteil g , dem unterirdischen Abfluss h_{Au} und dem Auslaufkoeffizient β . Daraus resultiert für jedes Untersuchungsgebiet und jeden Grundwasserspeicher ein Monatswert. Die gemittelten Monatswerte der Periode von November 1950 bis Dezember 1999 sind in Tabelle 3.3 zusammengefasst. Die genauen Berechnungsverfahren sind in dem Kapitel 4 erläutert.

Tab. 3.3: Höhen der Grundwasserspeicher S [mm].

Grundwasserspeicher	FULDA	WERRA
schnell, abflussfähig	41	25
schnell, nicht abflussfähig	414	388
träge, abflussfähig	409	425
träge, nicht abflussfähig	5623	5061

Schneehöhen SO [mm]

Der Schneespeicher oder oberirdischer Bodenwasserspeicher ist eine zusätzliche Komponente der Wasserbilanz. Ähnlich dem Grundwasserspeicher wird Wasser für eine bestimmte Zeit zurückgehalten und steht nicht zur Abflussbildung zu Verfügung. Heterogenitäten der Schneedecke werden bei diesen Untersuchungen ebenso wenig berücksichtigt wie die Schneeverdunstung. Auch bleibt die Eigenschaft von Schnee unbeachtet, Wasser vergleichbar einer Bodenmatrix zu speichern. Die Aggregation zu Monatswerten und das Umrechnen in Wasseräquivalente ist in Kapitel 4.2.1 beschrieben. In Tabelle 3.4 sind die Messstationen für die Schneehöhen der beiden Untersuchungsgebiete aufgeführt.

Tab. 3.4: Messstationen der Schneehöhen.

FULDA	WERRA
Frankenber/Eder	Eschwege
Kassel	Meiningen
Waldeck	Schmücke
Wartenberg/Angersb.	
Wasserkuppe	

Die Extremwerte und die arithmetischen Mittel können Tabelle 3.5 entnommen werden. Abbildung 3.2 zeigt die mittleren Schneehöhen der Untersuchungsgebiete von Januar 1950 bis Dezember 1998 für Fulda und von Januar 1950 bis Dezember 1999 für Werra. Die Interpolation der Stationswerte auf die Fläche erfolgte mit dem Inverse-Distance-Weighting-Verfahren. Diese Methode dient nur der Visualisierung und beeinflusst die Modellierung der Wasser - und Tritiumbilanzen nicht weiter.

Tab. 3.5: Charakteristische Werte der Schneehöhen SO [mm], gemittelt über den Untersuchungszeitraum.

	FULDA	WERRA
Periodenmittel	20	62
Max. Mittelwerte	Jan.1963 366	Feb.1970 698
Max. Stationswerte	Wasserkuppe Feb.'65 1030	Schmücke Feb.'70 1730

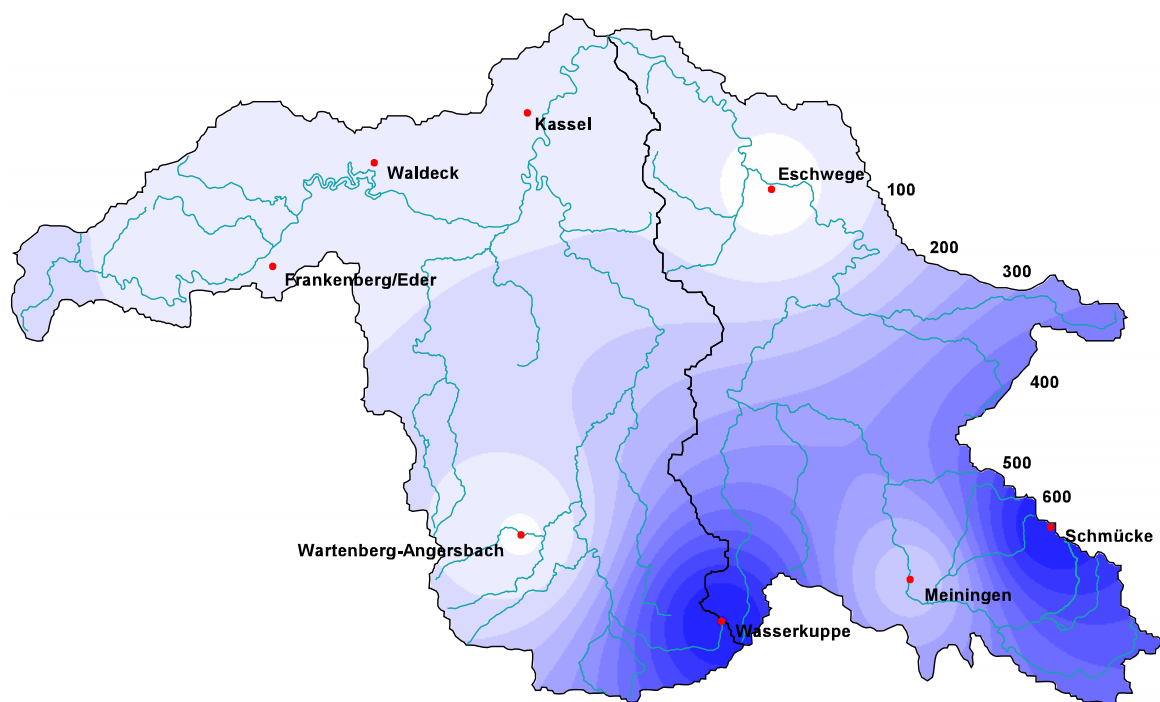


Abb. 3.2: Die Verteilung der mittleren langjährigen Schneehöhen. Diese stammen im Fulda-Einzugsgebiet aus der Zeit von Januar 1950 bis Dezember 1998 - im Werra-Einzugsgebiet aus der Zeit von Januar 1950 bis Dezember 1999.

3.4.2 Inputdaten der Tritiumbilanz

Die Tritiumbilanz wird aus monatlichen Messwerten der Tritiumkonzentration im Niederschlag und in den Wasserproben des Vorfluters erstellt (KRAUSE 1988A).

Tritiumkonzentration im Niederschlag [Bq/l]

Die Tritiumkonzentration im Niederschlag wird aus Wasserproben der Niederschlags-sammler ermittelt. Da keine ununterbrochenen Datenreihen von Tritiumkonzentrationen der Niederschlagsstationen vorliegen, wurden hierbei weitere Messstationen berücksichtigt (Tabelle 3.6). Die Kurve des Tritiuminputs durch den Niederschlag aus Abbildung 3.3 stellt damit eine Mittelung aus sechs Stationen dar.

Der Tritiumgehalt in der Atmosphäre ist durch die oberirdischen Kernwaffentest bis zu Sommer 1963 um etwa das tausendfache des natürlichen Gehalts angestiegen. Das Maximum wurde im Juni 1963 mit $682 Bq/l$ erreicht. Danach zeigt sich ein stetiger Rückgang der Tritiumkonzentration im Niederschlag, geprägt von periodischen jahreszeitlichen Schwankungen. Diese weisen ihre Maxima im Frühsommer und ihre Minima im frühen Winter auf. Sie resultieren aus einem verstärkten Übertritt von Tritium aus dem stratosphärischen Reservoir in die Troposphäre (Jahreszeiten-Effekt siehe Kapitel 3.2)(MOSER & RAUERT 1980). Aus der Troposphäre kann das Tritium dann mit dem Niederschlag ausgewaschen und in die Hydrosphäre eingetragen werden. Stärkere Schwankungen des abfallenden Astes der Kurve aus Abbildung 3.3 sind nicht mehr mit dem Jahreszeiten-Effekt zu erklären - sie sind möglicherweise durch die Abluft kern-technischer Anlagen verursacht. Seit den 1970er Jahren überlagert technogenes Tritium den exponentiellen Konzentrationsrückgang der „Bombenpeaks“. Außerdem wurde ein Anstieg des Tritiumgehalts mit zunehmender orographischer Höhe in Grönland und der Antarktis beobachtet (Höheneffekt, siehe Kapitel 3.2) (MERLIVAT ET AL. 1977). Des Weiteren sprechen höhere Konzentrationen in den küstenfernen Regionen für einen Kontinentaleffekt. Dieser ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die Hauptemissionen häufig in innerkontinentalen Gebieten stattgefunden haben.

Aufgrund fehlender Messdaten vor 1974, muss auf weiter entfernte Stationen zurückgegriffen werden, was jedoch problematisch ist. Die Werte der verschiedenen Messstationen liegen zumindest in der gleichen Größenordnung. Die weltweite Verteilung der Tritiumkonzentration in den Niederschlägen zeigt, dass sowohl die Messwerte aus Ottawa Town als auch jene aus Mitteleuropa im Bereich zwischen 1800 und $3200 TU$ liegen (das entspricht in etwa 214 bis $381 Bq/l$). In Abbildung 3.4 sind die mittleren Tritiumkonzentrationen des Jahres 1963 dargestellt. Soweit wie möglich wurden diese

Tab. 3.6: Messstationen der Tritiumkonzentration im Niederschlag und deren berücksichtigte Messperiode.

Messstation	berücksichtigte Periode
Ottawa Town	August 1953 - Dezember 1963
Wien	Januar 1961 - Dezember 1997
Hof	Juni 1962 - Dezember 1997
Koblenz	August 1974 - Oktober 2000
Bad Salzuflen	November 1977 - Oktober 2000
Wasserkuppe	November 1977 - Oktober 2000

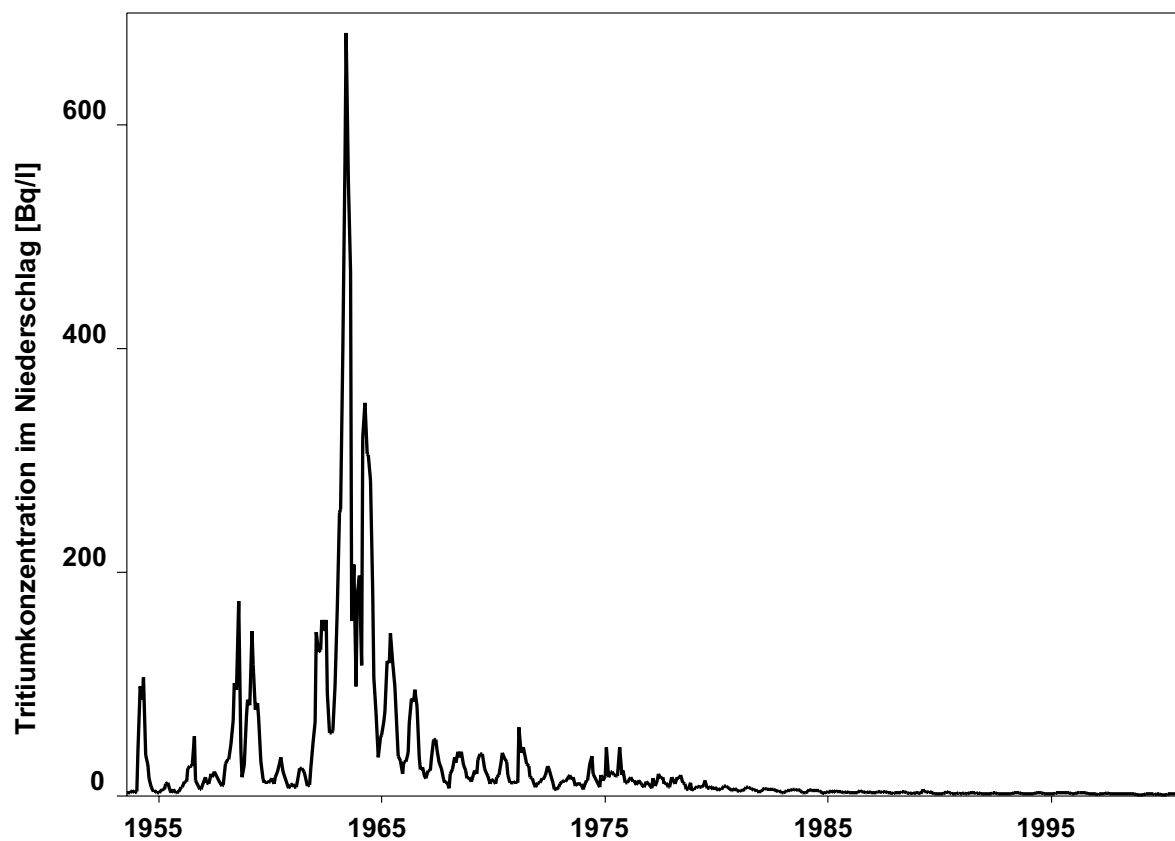


Abb. 3.3: Tritiumkonzentration im Niederschlag, gemittelt über sechs Stationswerte.

über die Niederschlagsmengen gewichtet (MOSER & RAUERT 1980).

Zwischen 1969 und 1971 sind die Jahresmittel ähnlich verteilt wie 1963, auch wenn die Konzentrationen um ein Zehntel niedriger sind (Abbildung 3.5). Die betrachteten Stationen befinden sich im Bereich von 180 bis 320 TU (IAEA 1973,1975 zitiert aus MOSER & RAUERT 1980).

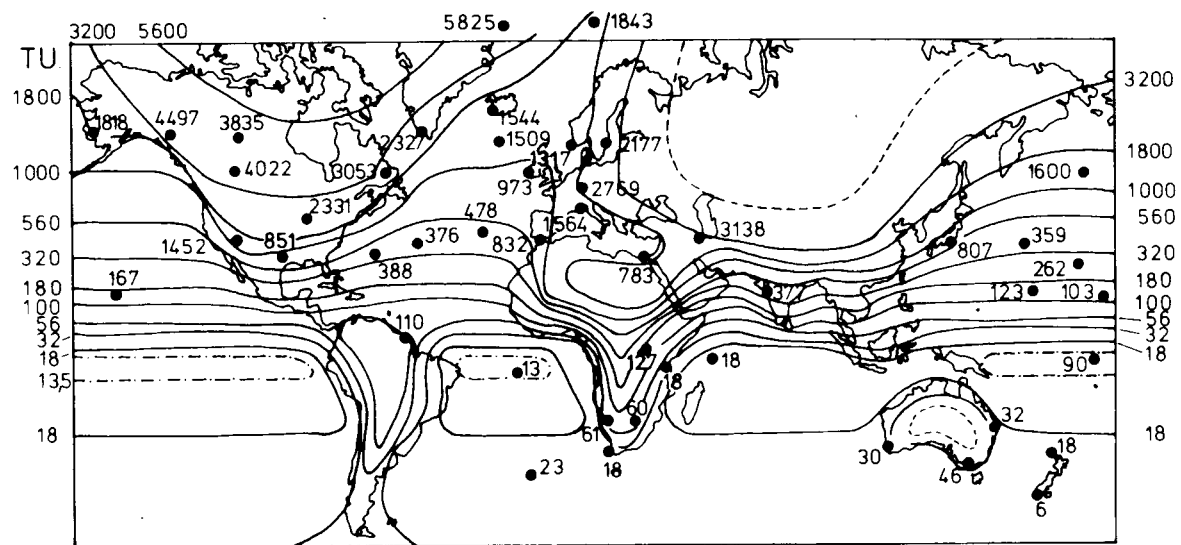


Abb. 3.4: Globale Verteilung des Tritiumgehalts in den Niederschlägen [TU] von 1963 (aus Moser & Rauert 1980).

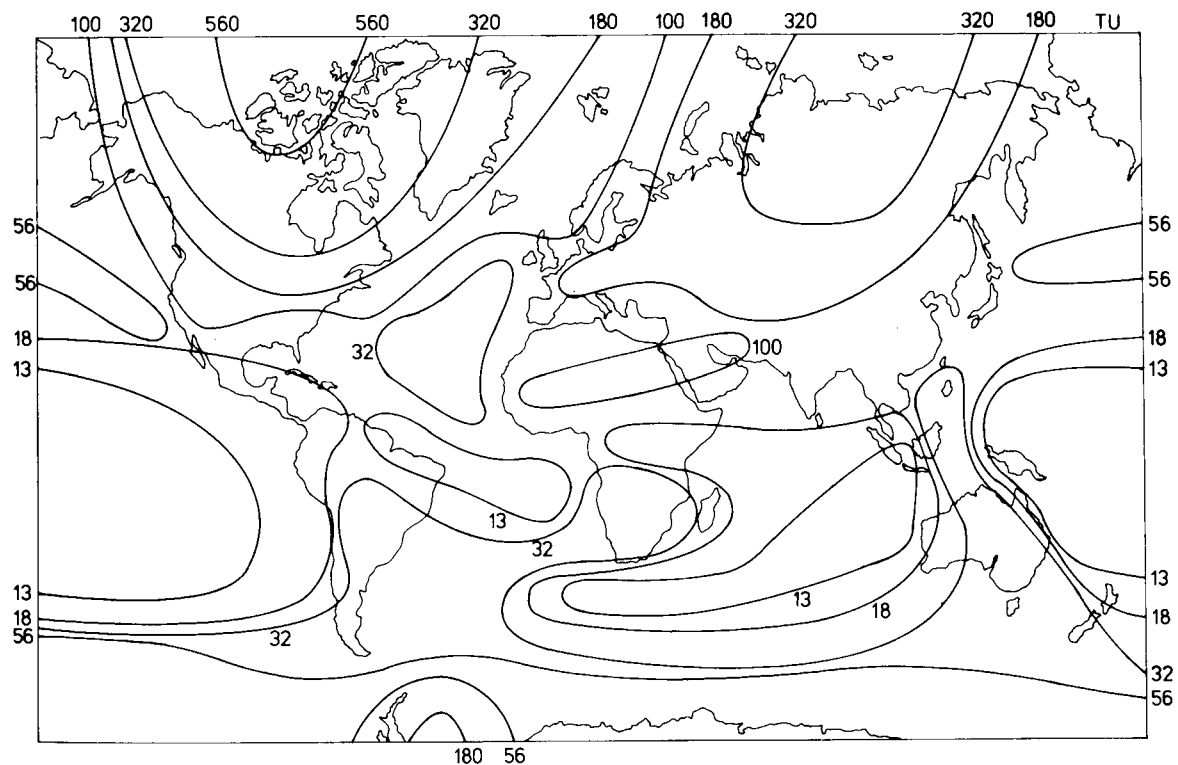


Abb. 3.5: Globale Verteilung des Tritiumgehalts in den Niederschlägen von 1969 - 1971 angegeben in Tritium Units (aus Moser & Rauert 1980).

Tritiumkonzentration im Abfluss [Bq/l]

Die Monatswerte der Tritiumkonzentration im oberirdischen Abfluss sind wie die Abflussvolumina an den Pegeln „Letzter Heller“ und „Hann. Münden“ gemessen. Die Konzentration der Fulda wird wieder aus der Differenz „Hann. Münden“ minus „Letzter Heller“ berechnet. Für jedes Gebiet ergibt sich eine Zeitreihe aus Monatswerten von August 1978 bis Oktober 2000. Tabelle 3.7 zeigt die Anfangs- und Endkonzentrationen sowie die arithmetischen Mittel. Abbildung 3.6 beschreibt den zeitlichen Verlauf der gemessenen Konzentrationen. Das Verhalten ist in beiden Gebieten ähnlich, die Konzentrationen in der Werra liegen jedoch durchweg über denen der Fulda. Keines der Einzugsgebiete ist von künstlichen Tritiumemittenten beeinflusst und auch die Gebietsgrößen sind vergleichbar. Kürzere Zerfallszeiten und geringfügig größere Schwankungen als bei der Fulda sprechen dafür, dass das Niederschlagswasser im Werra-Einzugsgebiet durch verstärkten Direktabfluss schneller in den Vorfluter eingetragen wird.

Im Gegensatz zu den starken Schwankungen des Tritiumgehalts im Niederschlag, treten im Oberflächenwasser keine starken regelmäßigen Konzentrationsänderungen auf. Der negative Trend ist gleichmäßiger. Trotzdem spiegeln sich die jahreszeitlichen Schwankungen des Tritiumgehalts in den Niederschlägen in abgeschwächter Form wider. Der Tritiumaustrag erfolgt überwiegend im Winterhalbjahr und zeigt auch im Juli eine deutliche Erhöhung. Der Jahresverlauf der Tritiumfracht folgt somit hauptsächlich dem Verlauf der Abflussvolumina (KRAUSE 1988A).

Tab. 3.7: Charakteristische Werte der Tritiumkonzentrationen im Abfluss [Bq/l] von August 1978 und Oktober 2000 sowie der Mittelwert des dazwischen liegenden Zeitraums.

	Aug. 1978	Okt. 2000	Mittel Aug.'78 - Okt.'00
FULDA	11,1	1,04	3,64
WERRA	11,2	1,11	4,26

Tritiumkonzentration der Verdunstung [Bq/l]

Die Tritiumverdunstung beruht auf Berechnungen, in die keine Messwerte einfließen. Dabei werden zwei Fälle unterschieden:

$$\text{a) } T_V = T_N \quad \text{für den Fall } h_N \geq h_V \quad (3.22)$$

$$\text{b) } T_V = T_N + T_U \cdot (h_V - h_N) \quad \text{für den Fall } h_N < h_V \quad (3.23)$$

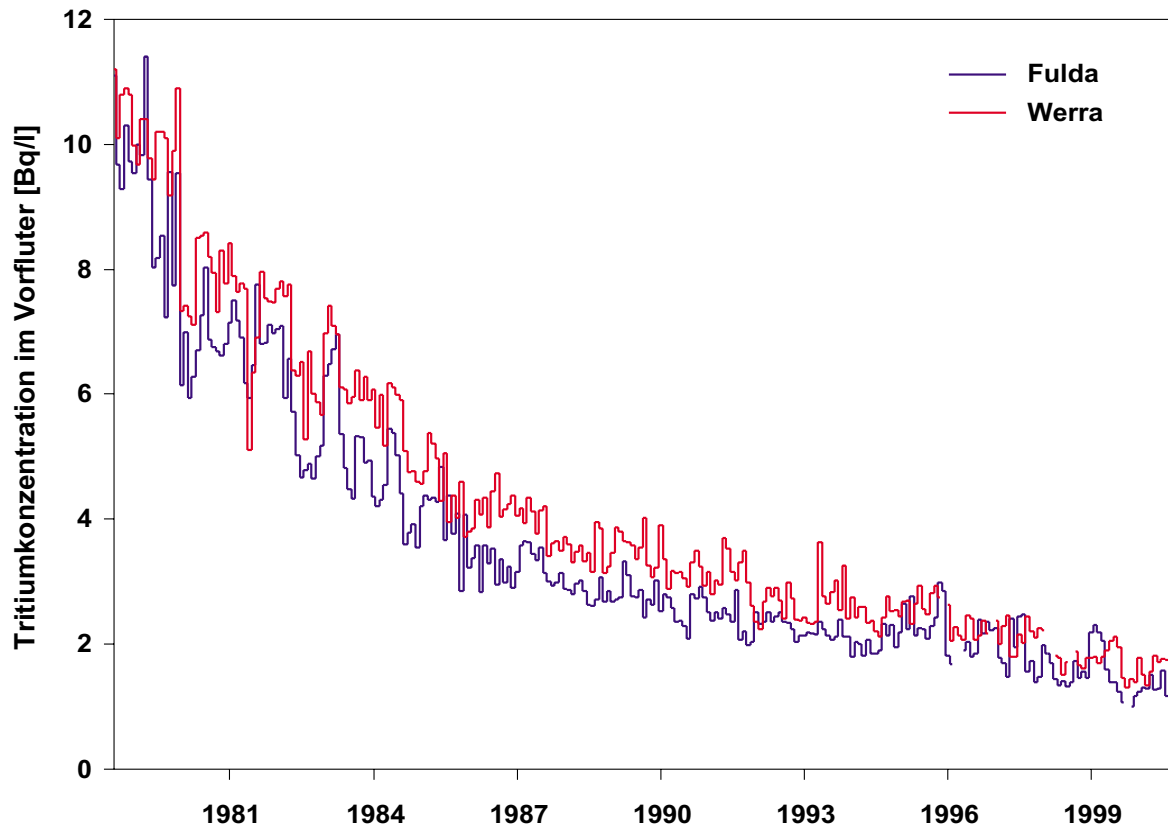


Abb. 3.6: Gemessene Tritiumkonzentration im Abfluss von Fulda und Werra.

Dabei ist T_V die 3H -Konzentration der Verdunstung [Bq/l], T_N die 3H -Konzentration des Niederschlags [Bq/l], T_U die 3H -Konzentration im Grundwasser [Bq/l], h_N die Niederschlagshöhe [mm] und h_V die Verdunstungshöhe [mm].

Tritiumkonzentration der Grundwasserspeicher [Bq/l]

Auch für das Grundwasser liegen keine Messwerte vor. Entsprechend den aufwärts bzw. abwärts gerichteten Wasserbewegungen der ungesättigten Bodenzone sind auch hier zwei Fälle unterschieden. Die genauen Berechnungsverfahren hierfür wurden bereits in Kapitel 3.3.3 erläutert.

3.5 Fazit

Die Eigenschaften des Wasserstoffisotops Tritium sind soweit erforscht, dass sein Verhalten im landbezogenen Wasserkreislauf beschrieben werden kann. Das Bilanzmodell TRIBIL bietet umfangreiche Ansätze, dieses Verhalten mathematisch zu erfassen. Dabei liegt der Schwerpunkt der Berechnungen bei den Tritium - und damit auch bei den Wasserbewegungen im Untergrund. Die Tritiumbilanz erfordert die Einführung

von volumenkonstanten, nicht unmittelbar an Abflussprozesse gekoppelte Speicher mit relativ hoher Speicherkapazität. Abgesehen von den Grundwasserhöhen stehen für die Wasserbilanz sämtliche Größen zu Verfügung. Die Speicheränderung kann damit als Restglied ermittelt werden. Gemessene Konzentrationen des Tritiums im Niederschlag stehen ab den frühen 1950er Jahren zur Verfügung, Messdaten der Vorfluter gibt es ab 1978.

4 Weiterentwicklung des Bilanzmodells TRIBIL

4.1 Einleitung

In diesem Kapitel sind die Arbeitsschritte beschrieben, in denen das Bilanzierungsmodell TRIBIL ergänzt und optimiert wurde. Nachdem die Modellroutinen¹¹ teilweise zu unzureichenden Resultaten führten, fanden Berechnungen außerhalb der Modellumgebung statt. Diese externen Berechnungen wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht in die Simulationssoftware eingebunden. Extern berechnete Datenreihen können wie gemessene Größen problemlos eingelesen werden.

Der Schwerpunkt des methodischen Teils liegt einerseits bei der Beschreibung der extern berechneten Daten, andererseits steht die Ermittlung der Speicherhöhen und der Tritiumgehalte der verschiedenen Grundwasserspeichern im Mittelpunkt. Eine angemessene Gewichtung der einzelnen Komponenten wird angestrebt, um plausible Ergebnisse zu erzielen.

4.2 Externe Berechnungen

4.2.1 Oberirdischer Bodenwasserspeicher

Der oberirdische Bodenwasserspeicher oder Schneespeicher ergibt sich aus gemessenen täglichen Schneehöhen. Entsprechend der zeitlichen Auflösung in Monaten wird jedem Monat eine Schneehöhe zugewiesen. Diese setzt sich zusammen aus dem Mittelwert der Schneehöhe am letzten Tag des betrachteten Monats und derjenigen am ersten Tag des Folgemonats. Diese mittlere Schneehöhe wird dem betrachteten Monat zugewiesen. Der Rückhalt des aktuellen Monats kann höher sein als die Schneemenge, die tatsächlich in diesem Monat gefallen ist. Das trifft zu, wenn im vorigen Monat bereits eine Schneedecke vorhanden war und somit schon ein bestimmter Rückhalt übergeben wird. Um den monatlichen Rückhalt oder Aufbrauch des oberirdischen Bodenwasserspeichers zu bestimmen, wird die Differenz vom Rückhalt des vorigen Monats und dem des aktuellen Monats berechnet. Positive Zahlenwerte entsprechen einer Zunahme des Rückhalts und somit einem Aufbau der Schneedecke. Negative Zahlenwerte standen für den Abbau der Schneedecke, das heißt es finden Tauprozesse statt. Keine Berücksichtigung

¹¹Unterprogramme zur Berechnung von Teilergebnissen z.B. der Sickerwasserströme

finden Schneefall und Schneeschmelze *innerhalb* eines Monats. Aus den gemessenen Schneehöhen resultieren die Wasseräquivalente WÄ [mm]:

$$W\ddot{A} = SH \cdot \frac{\varrho_w}{\varrho_s} \quad (4.1)$$

Mit der Schneehöhe SH [mm], der Dichte des Wassers ϱ_w [kg/m³] und der Dichte des Schnees ϱ_s [kg/m³]. Für die mittlere Dichte des Wassers wird ein kg/m³ eingesetzt, jene der Schneedecke wird mit 200 kg/m³ angenommen. Das entspricht stark gebundenem Neuschnee bis trockenem Altschnee (MUNTER 1999). Der Schneespeicher ist nur in den Wintermonaten von Bedeutung.

4.2.2 Ermittlung des direkten Auslaufkoeffizienten α_D

Das Bilanzmodell TRIBIL verwendet unterschiedliche Auslaufkoeffizienten¹² bzw. deren Kehrwert die Speicherkonstanten. Für die direkte Abflusskomponente wird auf Basis von Tageswerten gearbeitet, die unterirdischen Abflüsse errechnen sich aus Monats- und Jahreswerten. Der Rückgang von Abflusskenngrößen soll Aufschluss über das Speicherverhalten der unterschiedlichen Grundwasserspeicher geben.

Der Auslaufkoeffizient der direkten Abflusskomponente α_D [a⁻¹] wird aus den abfallenden Ästen der Abflussganglinien ermittelt. Als Datengrundlage liegen tägliche Abflussvolumina in m³/s vom 01.01.1950 bis zum 31.12.1996 vor. Das Fulda-Einzugsgebiet ist durch die Pegelstände des Pegels Hann. Münden abzüglich des Pegels Letzter Heller, das Werra-Einzugsgebiet durch die Pegelstände des Pegels Letzter Heller erfasst. Die Auswahl der Rezessionsäste werden nach zwei verschiedenen Kriterien vorgenommen:

1. Die Rezessionsäste beginnen fünf Tage nach dem Scheitelwert der Abflussganglinie; die Ganglinie muss nach diesen fünf Tagen noch über einen weiteren Zeitraum von mindestens sechs Tagen fallen.
2. Der Beginn der Rezession muss unter dem mittleren Abfluss MQ liegen (MQ Fulda = 64,82 m³/s, MQ Werra = 50,56 m³/s).

Die Verzögerung von fünf Tagen nach dem Peak und die anschließende Rezessionsdauer von sechs Tagen wurden empirisch aus den Ganglinien ermittelt.

¹²ergeben sich aus der Modellvorstellung eines Einzellinearspeichers und wurden nach Maillet ermittelt.

Berechnungsmethode mit dem GIS Arc View

Hier sind die Arbeitsschritte beschrieben, um die entsprechenden Rezessionsperioden aus der langen Reihe der täglichen Abflusswerte zu extrahieren; dazu wurde Skript TWA.ave in Arc View geladen. Dieses fragt die Startwerte der abfallenden Äste - Datum und Mindestdauer - ab. Aus der Beschriftung der Ausgabedatei in Arc View sollen diese Kriterien ersichtlich sein. Am Beispiel der Werra heißt das erstellte Thema in diesem Fall „WMQ_5_6“. In der Datei Readmealpha.txt ist das Vorgehen, ausgehend von einer Tabelle in MS-Excel detaillierter beschrieben. Abbildung 4.1 zeigt die extrahierten Äste. Mit dem direkten Auslaufkoeffizienten wird die Höhe des Zwischenspeichers $h_{GD} [mm]$ bestimmt. In die abschließenden Bilanzrechnungen fließt diese Größen nicht ein.

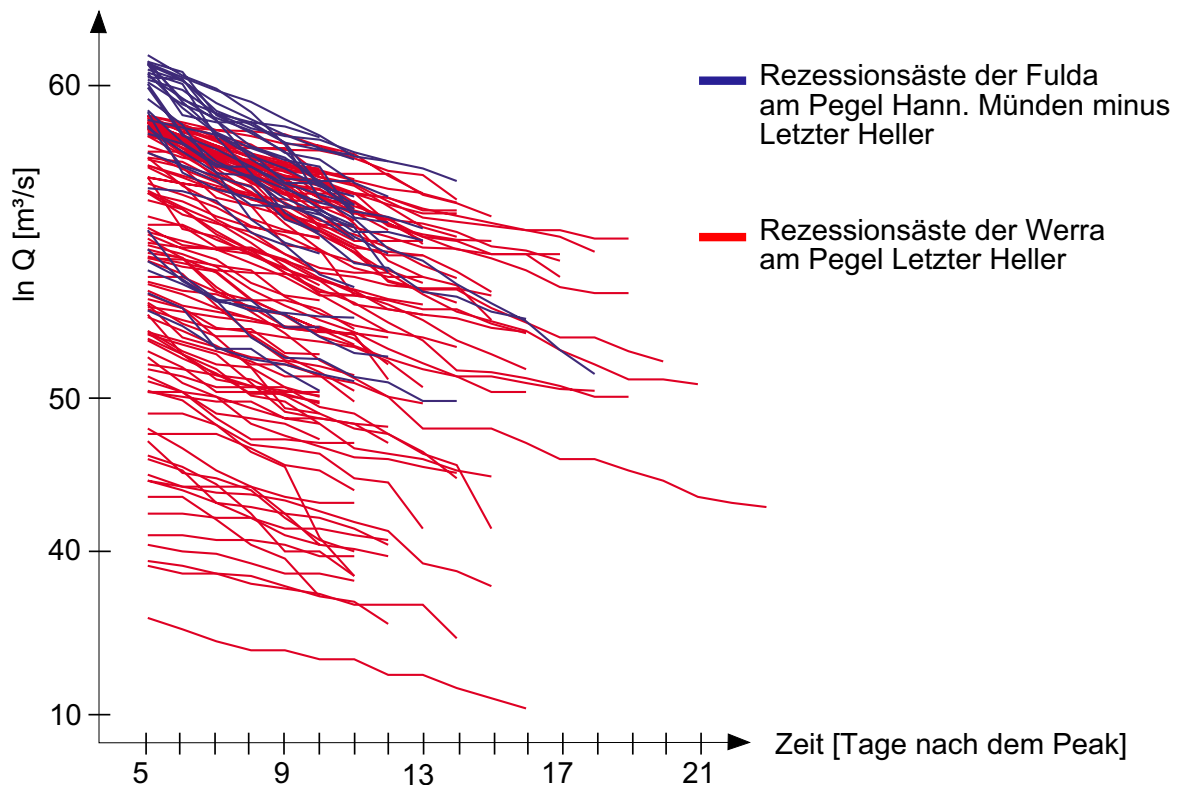


Abb. 4.1: Rezessionsäste der Abflussganglinien von Fulda und Werra von 1950 bis 1996. Ermittelt nach den Kriterien: Beginn fünf Tage nach dem Scheitelwert und einer darauf folgenden Rezession von mindestens sechs Tagen.

4.2.3 Direkter - und unterirdischer Abfluss

Als direkter Abfluss A_o sind die Oberflächengewässer und der Zwischenabfluss der ungesättigten Bodenzone zusammengefasst. A_o entspricht damit der Differenz aus Ge-

samtabfluss und unterirdischem Abfluss. Der unterirdische Abfluss A_u beschreibt den Fluss in der gesättigten Bodenzone. A_u ist der Zustrom zu den schnell und träge reagierenden Grundwasserspeichern. Die Speicherhöhen der Wasserbilanz ergeben sich unmittelbar daraus. Außerdem hat A_u eine zentrale Bedeutung für die Tritiumkonzentration im Grundwasser sowie die simulierten Tritiumkonzentrationen im Vorfluter (Abbildung 3.1). Die in TRIBIL vorgesehenen Berechnungsmethoden für den unterirdischen Abfluss A_u ergeben sich zum Einen nach Wundt und zum anderen nach Maillet.

Wundt geht von einem sehr einfachen Ansatz aus:

$$A_u = N - V - A_o \quad (4.2)$$

Dabei bedeuten A_u unterirdischer Abfluss, N Niederschlag, V Verdunstung und A_o direkter Abfluss. Grundlage der direkten - oberirdischen oder oberflächennahen - Abflusskomponenten A_o ist der gesamte Abfluss am Gebietsauslass minus dem mittleren monatlichen Niedrigwasserabfluss. Nicht zuletzt wegen der stark vereinfachten mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse (MNQ) (sie wiederholen in einer jährlichen Periode) führt dieses Vorgehen zu ungenauen Werten. Ähnliche Ansätze sind aus der Ermittlung der Grundwasserneubildung bekannt.

Das Verfahren nach Maillet beruht auf der Analyse der Abflussganglinien in Trockenwetterperioden. Diese niederschlagsarmen Perioden erstrecken sich über Tage, Wochen, selten auch über Monate des Sommerhalbjahres. Die Schwierigkeiten liegen in der Ausweisung der Trockenwetterperioden bzw. bei den fehlenden Datenbeständen. Daher wird diese in REISEWITZ 1996 vorgeschlagene Methode nicht weiter berücksichtigt.

Als Alternative zur Bestimmung des unterirdischen Abflusses A_u bietet sich das erweiterte Verfahren nach Wundt & Kille an. Dabei geht man von monatlichen Niedrigwasserabflüssen aus ($MoNQ$) [m^3/s], die als Tageswerte berücksichtigt werden (siehe Abbildung 5.2 & Abbildung 5.3). Die Niedrigwasserabflüsse von 1951 bis 1999 werden der Rangfolge nach geordnet und beginnend mit den kleinsten Werten graphisch dargestellt. Die niedrigsten fünf Prozent gelten als anthropogen beeinflusst und bleiben daher unberücksichtigt. Die $MoNQ$ auf der Rangskala ab fünf Prozent bis etwa 50 Prozent bilden nahezu eine Gerade. Hier kann eine Ausgleichsgerade angepasst werden. Alle $MoNQ$'s oberhalb dieser Geraden werden als vom Direktabfluss beeinflusst angesehen und auf die Gerade reduziert (SCHREIBER 1996, DEMUTH 1993, RENGGER ET AL. 1977). Nach Durchführen dieses Verfahrens findet eine Rückzuweisung statt.

Die veränderten, der Geraden angepassten Werte der monatlichen Niedrigwasserabflüsse, werden den entsprechenden Monaten wieder zugeordnet. Da die Edertalsperre im Fulda-Einzugsgebiet mit einem künstlich regulierten Auslass das natürliche Abflussregime beeinflusst wurden für dieses Einzugsgebiet die niedrigsten zehn Prozent als anthropogen beeinflusst bewertet.

4.2.4 Base Flow Anteil g

Der Base Flow Anteil g ist ein Faktor zur Gewichtung des Zuflusses zum schnell und träge reagierenden Grundwasserspeicher. Die Zuflusshöhe zum schnell reagierenden Speicher h_{GS} wird multipliziert mit $(1 - g)$, die des träge reagierenden Speichers mit g . Der Base Flow Anteil kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, ist dimensionslos und wurde nach zwei Methoden ermittelt:

1. Durch einen zeitlich konstanten Zahlenwert über den gesamten Untersuchungszeitraum. Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass die Höhe des träge reagierenden Grundwasserspeichers h_{GT} nahezu dem jährlichen Niedrigwasserabfluss $h_{NQ_{Jahr}}$ entspricht. Ist der jährliche Niedrigwasserabfluss größer als h_{GT} , so kommen zusätzlich Anteile des schnell reagierenden Grundwasserspeichers h_{GS} hinzu. Jahreszeitliche Schwankungen finden hier keine Berücksichtigung. Formel 4.3 beschreibt einen zeitlich konstanten Base Flow Anteil g . Im Zähler stehen die niedrigsten Abflusshöhen $h_{NQ_{Jahr}}$ [mm] der hydrologischen Jahre als Tageswerte gemittelt von 1951 bis 1999. Die monatlichen unterirdischen Abflusshöhen h_{Au} [mm] sind über die gleiche Periode gemittelt und stehen im Nenner.

$$g = \frac{h_{NQ_{Jahr}}}{h_{Au}} \quad (4.3)$$

2. Durch einen monatlich schwankenden Zahlenwert. Dieser Ansatz orientiert sich an den nach Wundt & Kille ermittelten unterirdischen Abflüssen (siehe Abbildung 5.2 & Abbildung 5.3).

$$g = \frac{h_{Au}}{h_{NQ_{Mon}}} \quad (4.4)$$

Nach Formel 4.4 wird die monatlich berechnete unterirdische Abflusshöhe h_{Au} durch den Tageswert der Höhe des Niedrigwasserabflusses $h_{NQ_{Mon}}$ des entsprechenden Monats geteilt. Nachdem der $h_{NQ_{Mon}}$ besonders bei den größeren Abflussvolumina deutlich über der angelegten Geraden des h_{Au} liegt, ist in den meisten Fällen die Bedingung $0 < g < 1$ erfüllt.

4.3 Berechnungen zu den Grundwasserspeichern

4.3.1 Allgemeines

Die für die Wasser - und die Tritiumbilanz zu ermittelnden Größen sind die Speicherhöhen und die Tritiumkonzentrationen der Grundwasserspeicher. Für die Tritiumkonzentration konnten bereits alle Eingangsgrößen in das Modell eingelesen werden (siehe Kapitel 3.3.3). Der Base Flow Anteil g und die unterirdische Abflusshöhe h_{Au} konnten nach Kapitel 4.2.4 und 4.2.3 berechnet werden. Folgende Betrachtungen gehen genauer auf die Auslaufkoeffizienten ein. Anschließend wird die Bestimmung der Anfangswerte für die Berechnung der Grundwasserhöhen und der Tritiumkonzentrationen erläutert.

4.3.2 Speicherhöhen der abflussfähigen Speicher

Die mathematische Beschreibung der Speicherhöhen der abflussfähigen Speicher sind in Formel 3.11 und Formel 3.14 in Kapitel 3.3.3 dargestellt. Entsprechend der allgemeinen Form zur Bestimmung der Speicherhöhen bzw. des Speichervolumens durch Abfluss mal Zeit, gilt es hier den noch fehlenden Zeitterm zu ermitteln. Er wird - wie die anderen Speicherkenngrößen auch - auf den charakteristischen Verlauf von Niedrigwasserkenngrößen bezogen. Die Zeitkonstanten β_S und β_t , die den Ausfluss aus den beiden Grundwasserspeichern des Modells regeln, wurden auf Basis der Abflussganglinien ermittelt.

Der schnell reagierende Auslaufkoeffizient β_S

Er ergibt sich aus dem Abklingen der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse MNQ während der erneuerungsarmen Monate des Frühlings und Frühsommers. Während dieses Zeitraums entleert sich das schnell reagierende Reservoir mit β_S [$Monat^{-1}$]. In Abbildung 4.2 sind für die Fulda die Werte der $MNQ's$ des Pegels Hann. Münden minus des Pegels Letzter Heller aufgetragen. Die Fehlerbalken geben die Streuungsbereiche der einzelnen Monate an. Von Februar bis Mai fallen die Werte konstant ab, sodass hier eine Rezessionsgerade mit negativer Steigung angelegt werden kann. Die Steigung entspricht der Zeitkonstanten β_S [Mon^{-1}]. Der Kehrwert, die Speicherkonstante k_s [Mon], gibt an, wie viel Zeit der Speicher zum Leerlaufen benötigt. Abbildung 4.3 zeigt den Verlauf der $MNQ's$ der Werra am Pegel Letzter Heller. Hier ist eine deutliche Rezession von April bis September zu sehen.

Der träge reagierende Auslaufkoeffizient β_T

In Abbildung 4.4 & Abbildung 4.5 sind statt der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse die jährlichen Niedrigwasserabflüsse NQ_{Jahr} der hydrologischen Jahre 1951 bis 1996 aufgetragen. Vier bzw. fünf Rezessionsperioden konnten hierbei ausgewiesen und die entsprechenden Geraden angepasst werden. Aus dem Mittel der Steigungen dieser Geraden ergibt sich für beide Einzugsgebiete der träge Auslaufkoeffizient β_T [$Jahr^{-1}$] und die korrespondierende Speicherkonstante k_T [$Jahren$].

Die Rezessionszeiträume der Fulda dauern zwischen drei und vier Jahre. Die maximale Differenz des Abflusses zu Beginn der Rezessionperiode und dem Abfluss an deren Ende beträgt $30,7 \text{ m}^3/s$. Als minimale Differenz sind $8,9 \text{ m}^3/s$ zu nennen. Die Zeiträume der abnehmenden jährlichen Niedrigwasserabflüsse variieren bei der Werra mit zwei bis fünf Jahren stärker als die der Fulda mit drei bis vier Jahren. Die Unterschiede der entsprechenden Abflüsse zeigen dagegen mit $11,8 \text{ m}^3/s$ und $4,9 \text{ m}^3/s$ eine geringere Spanne (Tabelle 4.1).

Der Auslaufkoeffizient des träge reagierenden Speichers wurde so gewählt, dass dessen Zeitverlauf den langzeitlichen Variationen der jährlichen Abflussminima folgt. Eine Bestimmung von β_T aus dem Auslaufverhalten wäre also nur bei mehrjähriger Trockenzeit zu beobachten (ESSER 1980).

Tab. 4.1: Rezessionperioden der jährlichen Niedrigwasserabflüsse aus den Jahren 1950 bis 1996 in den Einzugsgebieten von Fulda und Werra. Dabei steht Q_a für den Abfluss zu Beginn einer Rezessionsperiode und Q_e für den Abfluss an deren Ende.

FULDA			
Beginn	Ende	Q_a [m^3/s]	Q_e [m^3/s]
1961	1964	42,3	11,6
1969	1973	26,9	15,3
1980	1984	24,2	15,3
1987	1991	34,3	12,7
WERRA			
Beginn	Ende	Q_a [m^3/s]	Q_e [m^3/s]
1961	1964	20,0	9,9
1968	1973	18,8	10,4
1975	1977	16,1	10,1
1987	1989	24,8	13,0
1995	1998	18,1	13,2

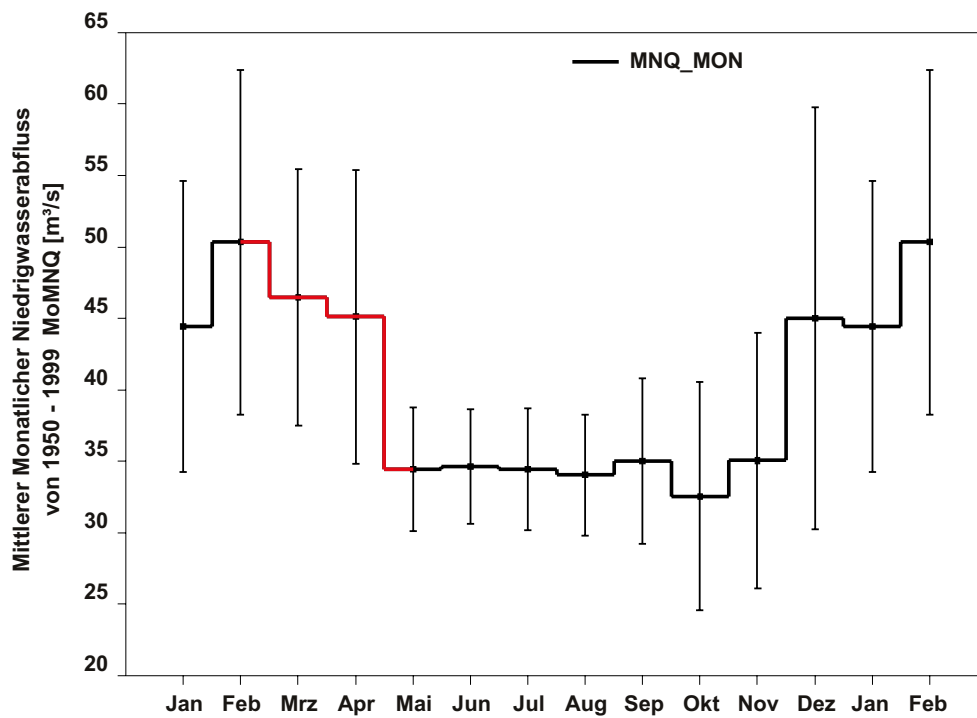


Abb. 4.2: Mittlere monatliche Niedrigwasserabflüsse des Fulda-Einzugsgebiets.

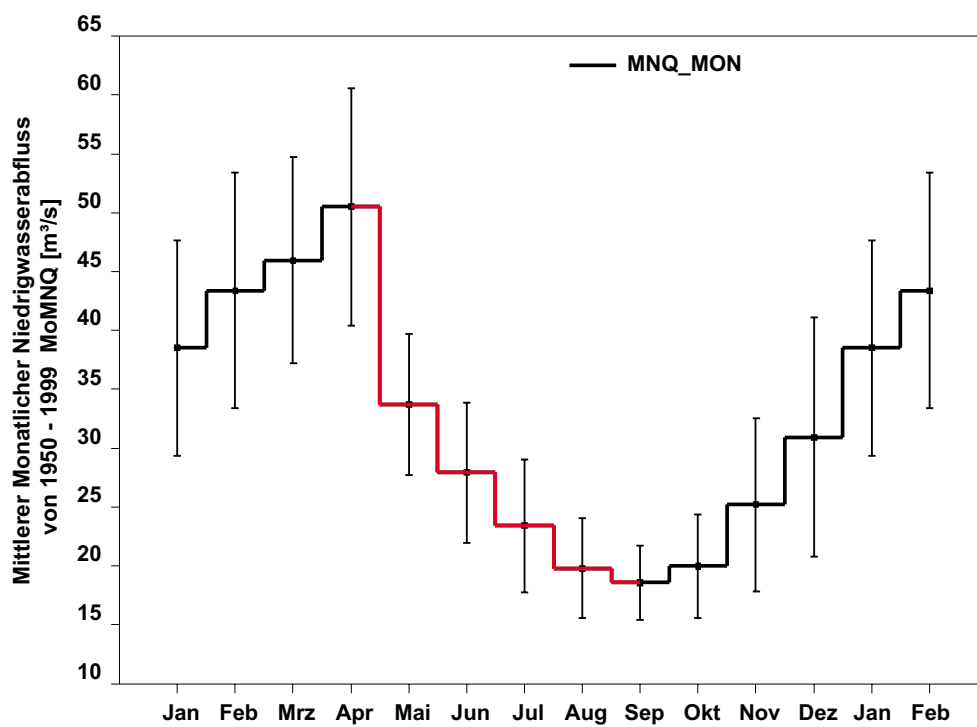


Abb. 4.3: Mittlere monatliche Niedrigwasserabflüsse des Werra-Einzugsgebiets.

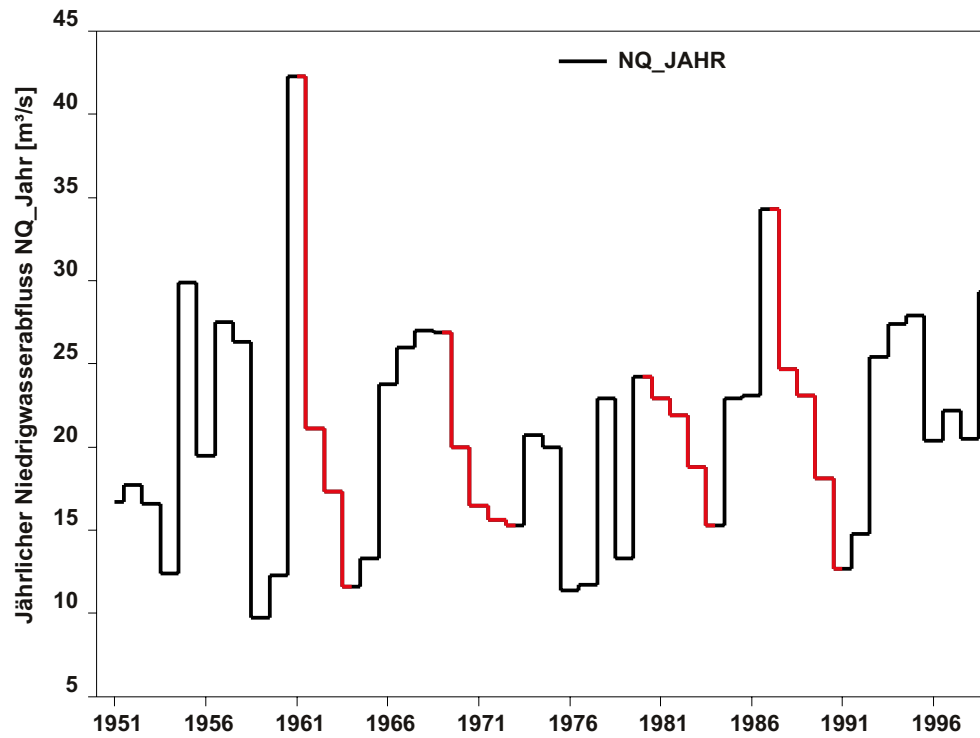


Abb. 4.4: Jährliche Niedrigwasserabflüsse des Fulda-Einzugsgebiets.

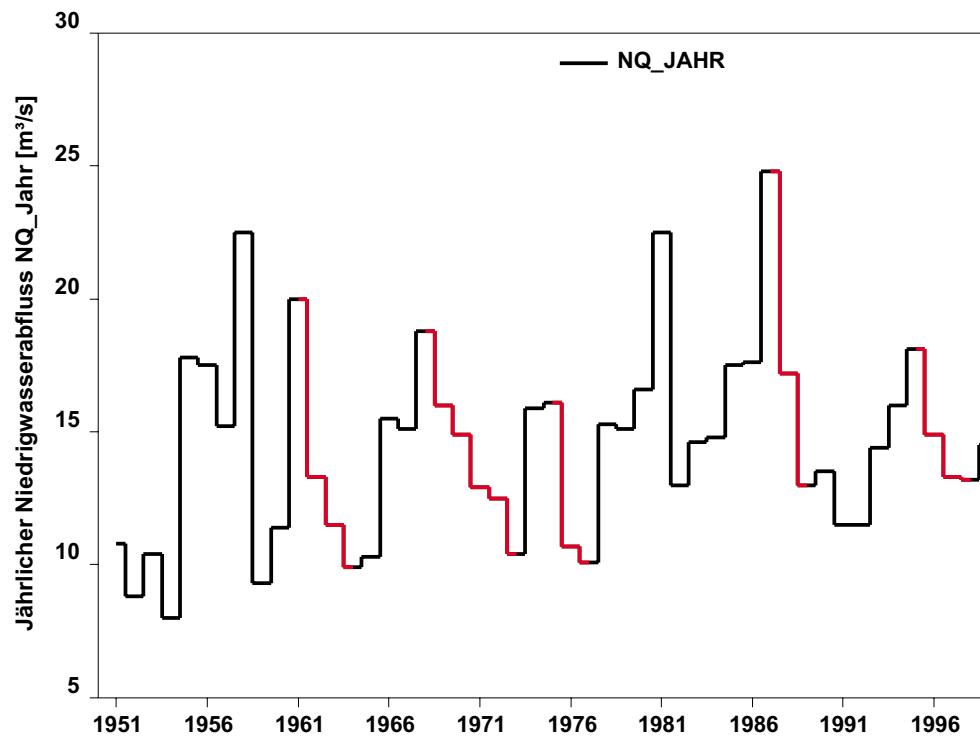


Abb. 4.5: Jährliche Niedrigwasserabflüsse des Werra-Einzugsgebiets.

4.3.3 Speicherhöhen der nicht abflussfähigen Speicher

Die Speicherhöhe des schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speichers $h_{GS'}$ und die des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers $h_{GT'}$ ergeben sich aus Formel 3.17 & Formel 3.19 in Kapitel 3.3.3. Sie wurden an mittel - und langfristige Schwankungen der Tritiumgehalte im Oberflächenwasser angepasst (Abbildung 3.6). Die Bestimmung der Speicherhöhe $h_{GS'}$ erfolgte anhand der Berücksichtigung des im Zeitraum 1964 bis 1969 stark abnehmenden Tritiumgehalts (KRAUSE 1988A). Der Speicherhöhe $h_{GT'}$ liegen die Tritiumgehalte ab 1970 zugrunde mit zunehmend schwächer werdendem Konzentrationen.

Um die Auslaufkoeffizienten zu ermitteln, wurden erneut Geraden an die Kurve der abfallenden Tritiumkonzentrationen im Oberflächenwasser angelegt. Für den schnell reagierenden, nicht abflussfähigen Auslaufkoeffizienten $\beta_{S'} [Jahr^{-1}]$ von 1964 bis 1969 sowie für den träge reagierenden, nicht abflussfähigen Auslaufkoeffizienten $\beta_{T'} [Jahr^{-1}]$ ab 1970.

4.3.4 Bestimmung der Anfangswerte für die Tritiumbilanz

TRIBIL beginnt zu rechnen, sobald alle Inputdaten für die zu ermittelnde Größe vollständig vorhanden sind. Dabei wird der Grundwasserbereich am stärksten berücksichtigt. Sowohl die Höhe der Wassersäulen als auch die Tritiumkonzentrationen in den verschiedenen Speichern, sind zum Anfangszeitpunkt nicht gleich Null. Insbesondere für die Tritiumbilanz müssen die Werte zum Zeitpunkt t_0 bekannt sein, um in den ersten Rechnungsschritt sinnvoll einsteigen zu können. Die Modellrechnungen beginnen entsprechend der Datenverfügbarkeit im November 1950 für die Speicherhöhen und im August 1953 für die Tritiumkonzentrationen. Die in der Wasserbilanz bereits berechneten langjährigen Mittel der einzelnen Speicherhöhen werden hier für t_0 eingesetzt (Tabelle 5.2). Für die Tritiumkonzentrationen liegen keine ermittelten Werte vor, so dass Richtwerte von Ottawa Town nach KRAUSE 1988A übernommen wurden. Dabei beträgt die Anfangskonzentration in allen Speichern $0,19 \text{ Bq/l}$.

4.4 Fazit

Es hat sich gezeigt, dass einerseits die Gewichtung einzelner Abflusskomponenten (siehe Kapitel 4.2) und andererseits die Bestimmung der Speicherhöhen die größten Schwierig-

keiten für die rechnerische Umsetzung des Modells darstellen. Der Kern dieser Problematik liegt in der Beschreibung der hydrologischen Prozesse im Untergrund. Das ist insofern verständlich, als für diesen Bereich keine gemessenen Datenreihen zur Verfügung stehen. Sowohl für die Trennung der Abflusskomponenten als auch für die Ermittlung der Speichercharakteristika, werden vor allem Niedrigwasserkenngrößen der gemessenen Abflussganglinien herangezogen.

Hier ist eine Diskretisierung auf Monatsbasis nicht mehr ausreichend. Speziell für das Verfahren zur Trennung von direktem und unterirdischem Abfluss, die Bestimmung des Base Flow Anteils und die verschiedenen Auslaufkoeffizienten sind Tageswerte der Pegelstände notwendig. Trotz der Anwendung bewährter Verfahren ist ein hinreichendes fachliches Wissen notwendig, um die Plausibilität der Zwischenergebnisse zu prüfen. Aus dieser Sicht ist noch mit Entwicklungsaufwand zu rechnen bis die beschriebenen Rechenschritte in die Simulationssoftware integriert werden können.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Einleitung

Die Ergebnisse der Berechnungen mit dem Bilanzierungsmodell TRIBIL für die Einzugsgebiete von Fulda und Werra sind hier zusammengefasst. Die auf die Datengrundlage angewandte Simulationssoftware in Verbindung mit der entwickelten Methodik führt zu nachstehenden Resultaten. Die wesentlichen Schritte seien hier noch einmal genannt:

1. Die gemessenen Datenreihen wurden formatiert, auf ihre Konsistenz geprüft und in TRIBIL eingelesen.
2. Entsprechend der Datengrundlage wurden die extern berechneten Größen (Tabelle 5.1) ebenfalls in TRIBIL eingelesen.
3. Die Auslaufkoeffizienten und die Startwerte für die Berechnungen der Tritiumbilanz wurden editiert.
4. Berechnungen der Wasser - und Tritiumbilanz sowie einzelne Teilberechnungen wurden mit TRIBIL durchgeführt. Eine genauere Erläuterung dieser Berechnungen findet mit Hilfe der folgenden Graphen statt.

Die Wasser - und die Tritiumbilanz werden zunächst so weit wie möglich unabhängig von einander betrachtet. Beide Bilanzen werden für das Fulda-Einzugsgebiet aufgestellt, ebenso wie die Wasserbilanz für das Werra-Einzugsgebiet. Einzelne Bilanzgrößen werden hier noch einmal erläutert. Des Weiteren wird ein Vergleich der beiden Wasserbilanzen und eine Beschreibung der charakteristischen Differenzen bzw. Gemeinsamkeiten zwischen Wasser - und Tritiumbilanz vorgenommen. Tabelle 5.1 zeigt eine Übersicht der gemessenen Daten, der mit TRIBIL berechneten Daten und der extern berechneten Daten.

5.2 Ergebnisse der externen Berechnungen

5.2.1 Das Wasseräquivalent des Schneespeichers

Abbildung 5.1 zeigt die Differenz der monatlichen Wasseräquivalente beider Einzugsgebiete, berechnet nach Formel 4.1 aus Kapitel 4.2.1. Die positiven Werte stehen für

Tab. 5.1: Gemessene und berechnete Daten zur Beschreibung der Wasser - und Tritiumbilanz im Einzugsgebiet von Fulda und Werra.

gemessene Daten	Höhe der Stationsniederschläge h_N [mm] Abfluss A [m^3/S] Schneehöhe h_{SO} [mm] 3H -Konzentration im Niederschlag T_N [Bq/l] 3H -Konzentration im Abfluss T_W [Bq/l]
mit TRIBIL berechnet Daten	Abflusshöhe h_A [mm] Verdunstungshöhe über Landflächen h_{VL} [mm] Verdunstungshöhe über Wasserflächen h_{VW} [mm] Höhe der Speicheränderung $h_{\Delta S}$ [mm] Sickerwasserhöhe h_S [mm] Speicherhöhen h_{GX} [mm] 3H -Konzentration in den Speichern TG_X [Bq/l] 3H -Beaufschlagung des Niederschlags T_I [Bq] 3H -Menge der Verdunstung T_V [Bq] 3H -Fracht des Abflusses T_O [Bq] 3H -Menge des Grundwassers T_G [Bq]
extern berechnete Daten	Höhe des Gebietsniederschlags $h_{N_{Geb}}$ [mm] Höhe der Gebietsverdunstung (DWD) h_V [mm] Wasseräquivalent der Schneedecke WÄ [mm] Höhe des direkten Abfluss h_{A_o} [mm] Höhe des unterirdischen Abfluss h_{A_u} [mm] Base Flow Anteil g [-] Sickerwasserhöhe modifiziert h_S [mm]

den in fester Form gefallen und auf der Bodenoberfläche zurückgehaltenen Niederschlag. Tauprozesse werden durch die negativen Werte beschrieben. Sie bedeuten eine Remobilisierung der Wassermenge, die dem Wasseräquivalent entspricht. Das Tauwasser verdunstet, fließt direkt ab oder infiltriert in den Untergrund. Die Wassermenge, die im Winterhalbjahr als fester Niederschlag gefallen ist und nicht von der Schneedecke sublimiert, wird im Frühjahr wieder mobilisiert. Aus Abbildung 5.1 wird deutlich, dass sich die positiven und negativen Abweichungen innerhalb eines Jahres ausgleichen. Die Schneeschmelze im Frühjahr wird dadurch beschrieben.

Der Vergleich der beiden Gebiete zeigt deutlich höhere Wasseräquivalente im Werragebiet. Diese sind auf das stärker kontinentale Klima zurückzuführen. Verglichen mit den mittleren monatlichen Niederschlagsregimen, sind die Absolutwerte im Werragebiet über den gesamten Zeitraum zu hoch. Dies liegt möglicherweise an den extrem großen Schneehöhen der Messstation Schmücke, die bei der Mittelung geringer gewichtet werden müssten. Die Messstation liegt am östlichen Gebietsrand in den Höhenlagen des Thüringer Waldes und ist nur bedingt repräsentativ (siehe Abbildung 3.2 in Kapitel 3.4.1. In Abbildung 4.1 erscheinen die Werte für das Einzugsgebiet der Fulda plausibler. Das kann auch daran liegen, dass die angenommene Dichte des Schnees mit 200 kg/m^3 die Verhältnisse der Schneedecke im Fulda-Einzugsgebiet besser beschreibt.

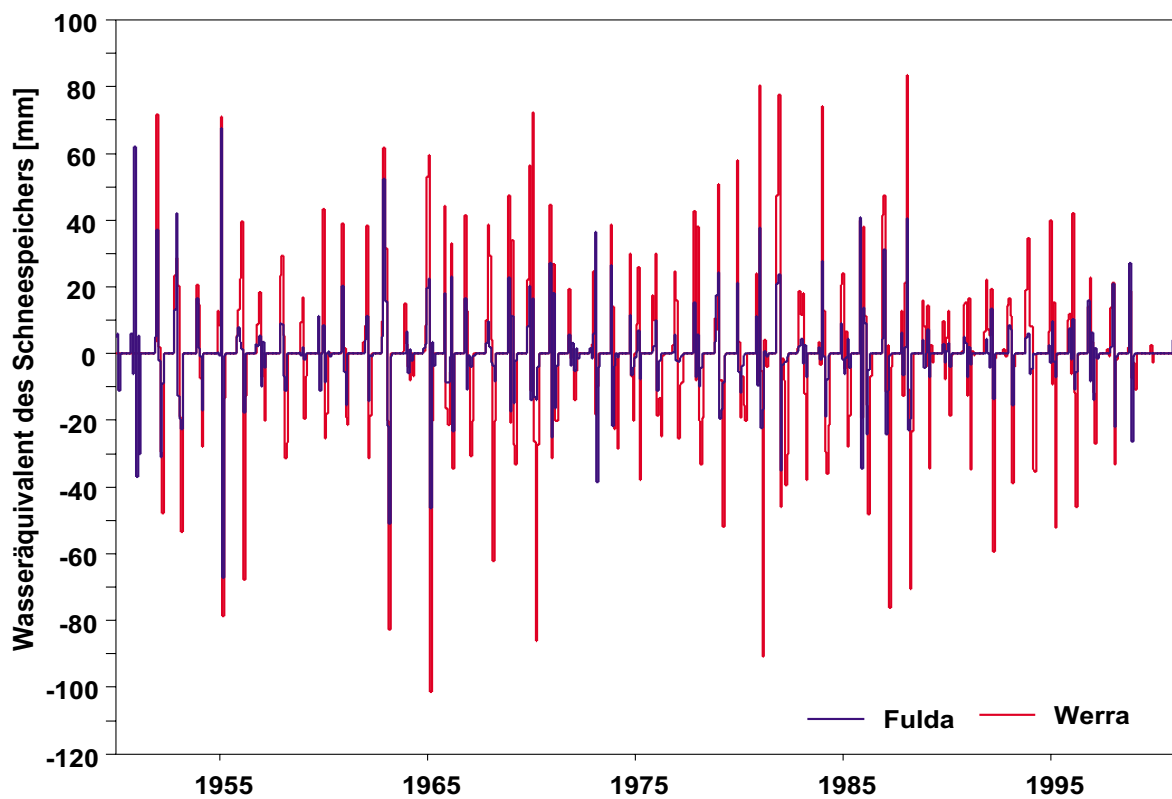


Abb. 5.1: Differenz der monatlichen Wasseräquivalente im Fulda - und Werra-Einzugsgebiet von 1950 bis 1999.

5.2.2 Der direkte Auslaufkoeffizient α_D

Der direkte Auslaufkoeffizient α_D (siehe Kapitel 4.2.2) beträgt im Einzugsgebiet der Fulda $0,048 [\text{Tage}^{-1}]$ und im Einzugsgebiet der Werra $0,031 [\text{Tage}^{-1}]$. Der Kehrwert des Auslaufkoeffizienten, die Speicherkonstante k , ist ein Maß dafür, wie lange ein Speicher

braucht, um leer zu laufen. Es wird das exponentielle Auslaufen eines Einzellinearspeichers vorausgesetzt. Demnach benötigen die direkt reagierenden Speicherkomponenten des Fulda-Einzugsgebiets 20,8 Tage und diejenigen des Werra-Einzugsgebiets 32 Tage, um vollständig leer zu laufen. Der naheliegende Zusammenhang zwischen einer großen Einzugsgebietsfläche und einer höheren Speicherkonstante kann hier nicht bestätigt werden. Die Ursachen liegen vorwiegend in regionalen heterogenen Verhältnissen von Pedologie und Lithologie (siehe Kapitel 2.3).

5.2.3 Direkter und unterirdischer Abfluss

Die 590 Werte der monatlichen Niedrigwasserabflüsse $MoNQ$ aus den Jahren 1950 bis 1996 von Fulda und Werra ergeben der Rangfolge nach geordnet bei beiden Gebieten eine S-förmige Kurve (Abbildung 5.2 & Abbildung 5.3). Ein linearer Zusammenhang kann wie bereits in Kapitel 4.2.3 beschrieben ausgewiesen werden und ist als roter Abschnitt gekennzeichnet. Zusätzlich ist in den zwei Graphen die lineare Anpassungsgerade (blau) dargestellt. Bei den Werten der Fulda lässt sich im unteren Bereich eine stärkere negative Abweichung von dieser Geraden erkennen. Dieses Verhalten ist auf den Einfluss der Edertalsperre zurückführen. Verstärkt bei den höheren $MoNQ$ -Werten veranschaulichen Abbildung 5.2 und Abbildung 5.3 die Reduktion des Niedrigwasserabflusses auf die Anpassungsgerade. Die Maximalwerte werden bis auf etwa 37 Prozent reduziert. Die Steigung der beiden Anpassungsgeraden unterscheidet sich kaum. Auch die Medianwerte liegen eng beieinander - mit $MoNQ_{0,5} = 13,27 \text{ mm}$ bei der Fulda und $MoNQ_{0,5} = 12,14 \text{ mm}$ bei der Werra. Differenzen treten beim Vergleich der Anpassungsbereiche auf. Die Rangfolge der monatlichen Niedrigwasserabflüsse der Fulda weist von zehn Prozent bis 69 Prozent eine Linearität auf. Bei der Werra ist dieser Bereich mit fünf Prozent bis 52 Prozent deutlich nach unten verschoben. Schneller reagierende Speicherkomponenten könnten dies verursachen. Bei höheren Messwerten der monatlichen Niedrigwasserabflüsse würde demnach im Werra-Einzugsgebiet eine direkte Abflusskomponente stärker zum Tragen kommen.

Für die weiteren Berechnungen in TRIBIL spielt die unterirdische Abflusskomponente h_{Au} eine entscheidende Rolle. Folgende Größen hängen von h_{Au} ab:

- die direkte Abflusshöhe h_{Ao} (siehe Kapitel 4.2.3)
- die Speicherhöhen der verschiedenen Grundwasserspeicher h_{GX} (siehe Kapitel 3.3.3)

- die Sickerwasserhöhe h_S (siehe Kapitel 3.3.3)
- die Tritiumkonzentration im Vorfluter T_{WM} vor August 1978 (siehe Kapitel 5.4.1)
- die Tritiumkonzentration der abflussfähigen und der nicht abflussfähigen Speicher T_{GX} (siehe Kapitel 3.3.3)

Die Trennung der Abflusskomponenten nach Wundt & Kille hat sich für die ersten Simulationsläufe als geeignet erwiesen. Für künftige Modellkalibrierungen muss jedoch noch geprüft werden, ob eine spezielle Anpassung an die Software erforderlich ist. Insbesondere bei der Ermittlung der Sickerwasserhöhe müssen noch Korrekturen vorgenommen werden.

5.2.4 Der Base Flow Anteil g

Nach mehreren Berechnungsläufen mit TRIBIL hat nur die Methode eines zeitlich konstanten Base Flow Anteils über den gesamten Untersuchungszeitraum zu realistischen Ergebnissen geführt (siehe Kapitel 4.2.4). Abbildung 4.1 gibt einen Überblick über den langjährigen Verlauf der jährlichen Niedrigwasserabflüsse $h_{NQ_{Jahr}}$. Daraus folgt für das Fulda-Einzugsgebiet

$$g = \frac{h_{NQ_{Jahr}}}{h_{Au}} = \frac{7,93 \text{ mm}}{13,28 \text{ mm}} = 0,60 \quad (5.1)$$

und für das Werra-Einzugsgebiet (siehe Kapitel 4.2.4)

$$g = \frac{h_{NQ_{Jahr}}}{h_{Au}} = \frac{7,16 \text{ mm}}{12,16 \text{ mm}} = 0,59. \quad (5.2)$$

Das alternative Berechnungsverfahren eines monatlichen Base Flow Anteils erscheint aufgrund der ungünstigen Werteverteilung nicht geeignet. Über die Hälfte der berechneten Werte für g liegt zwischen 0,9 und 1. Des Weiteren stellt sich die Frage, ob eine monatliche Änderung der Gewichtung des Zuflusses der schnell und träge reagierenden Grundwasserspeicher gerechtfertigt ist, so wie in Kapitel 4.2.4 als Alternative vorgeschlagen ist. Welcher der beiden Speicher gefüllt wird, bestimmen hauptsächlich konstante geogene Faktoren. In Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und den aktuellen Grundwasserständen können kurzzeitige Verschiebungen der Speicherzuflüsse berücksichtigt werden. Dies ist in TRIBIL jedoch nicht vorgesehen.

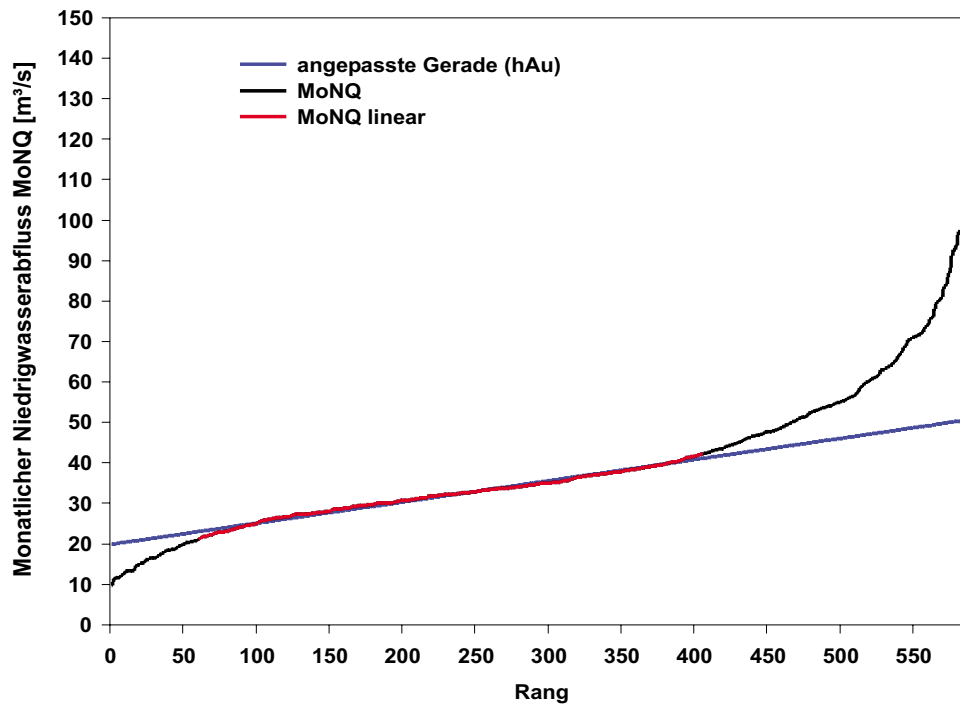


Abb. 5.2: Unterirdischer Abfluss h_{Au} des Fuldaergebiets der Rangfolge nach geordnet von 1950 bis 1999 mit der Anpassungsgeraden nach Wundt & Kille.

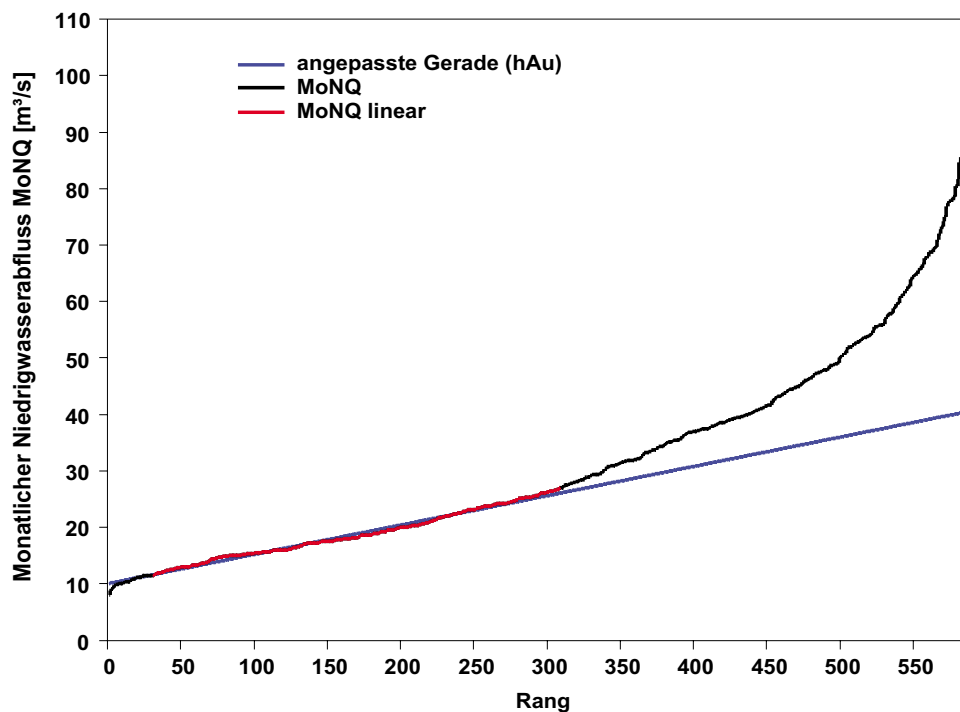


Abb. 5.3: Unterirdischer Abfluss h_{Au} des Werragebiets der Rangfolge nach geordnet von 1950 bis 1999 mit der Anpassungsgeraden nach Wundt & Kille.

5.3 Ergebnisse der Wasserbilanz

5.3.1 Jahreswerte

Zur Untersuchung der langjährigen meteorologischen und hydrologischen Verhältnisse bieten Jahreswerte eine geeignete zeitliche Diskretisierung. Um die Größen Niederschlag, Abfluss, Verdunstung sowie die Speicheränderung in Relation zueinander zu setzen, werden die auf die Fläche normierten, in Millimetern angegebenen Werte verwendet. Die Jahreswerte ergeben sich durch Kumulierung der Monats- bzw. Tageswerte. Niederschlag und Verdunstung sind über ein Jahr aufsummiert, Abfluss- und Speicherhöhen gehen als arithmetische Jahresmittel in die Bilanz ein. Die Bilanzhöhen der hydrologischen Jahre sind in Abbildung 5.4 aufgetragen. Um den unmittelbaren Vergleich der beiden Gebiete zu erleichtern, sind die Terme der Wasserbilanz für das Fulda-Einzugsgebiet dick und für das Werra-Einzugsgebiet dünn dargestellt. Der Niederschlag weist dabei im Mittel die höchsten Werte auf. Die Jahressummen schwanken zwischen 474 *mm* und 1047 *mm* bzw. 501 *mm* und 1071 *mm*. Es sind deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren zu sehen, wobei kein Trend über die gesamte Zeitreihe zu erkennen ist. Das Verhalten der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich kaum. Die Verdunstung als zweit größter Term (Jahressummen von 444 *mm* bis 592 *mm* und 436 *mm* bis 574 *mm*) weist die geringsten Schwankungen innerhalb des Untersuchungszeitraums auf. Hier zeigt das Werragebiet jedoch sehr häufig niedrigere Werte als das der Fulda. Die Jahresmittel der hydrologischen Jahre der mittleren monatlichen Abflusshöhen schwanken zwischen 149 *mm* und 494 *mm* bzw. 156 *mm* und 490 *mm*. Die Änderungen mit den Jahren sind größer als bei der Verdunstung. Tendenzielle Unterschiede der beiden Gebietsauslässe sind ebenso wenig wie beim Niederschlag festzustellen. Die Änderung der Speicherhöhe ist als Restglied berechnet. Die Höhen können sowohl positiv als auch negativ sein und schwanken zwischen -331 *mm* und 208 *mm* sowie zwischen -259 *mm* und 176 *mm*. Positive Werte hängen mit einer Speicherfüllung und damit mit Grundwasserneubildung zusammen. Werte unter null beschreiben eine geringere Grundwasserneubildung im Vergleich zum Grundwasseraufbrauch im Laufe eines Jahres. Markant sind die äußerst trockenen Jahre 1959, 1964 und 1986. Hier erreicht oder übersteigt die Verdunstungshöhe diejenige des Niederschlags. Dies ist verbunden mit einem niedrigen Abfluss und einer starken Absenkung des Grundwassers. Das andere Extrem der nassen Jahre ist 1961, 1966, 1981, 1987 und 1994 an den Niederschlagshöhen abzulesen. Abhängig von der Vorfeuchte im Untergrund steigt auch der Abfluss in diesen Jahren an. Dies führt in den meisten Fällen zu einer Füllung der Grundwasserspeicher.

Insgesamt zeigt sich eine große Ähnlichkeit der beiden Gebiete. Aufgrund der räumlichen Nähe und der vergleichbaren orographischen Gegebenheiten war dies nicht anders zu erwarten. Die Untersuchungsperiode von knapp einem halben Jahrhundert bietet die Möglichkeit, langjährige Veränderungen zu untersuchen. Verstärkt beim Abfluss und beim Niederschlag sind Zeiträume zwischen etwa drei und sieben Jahren mit steigendem oder fallendem Trend zu beobachten. Im Hinblick auf die gesamte Zeitreihe zeigt sich jedoch in keinem der Gebiete eine zu - oder abnehmende Tendenz. Angelehnt an die Modellkonzeption von TRIBIL zeigt die Abbildung 5.5 und die Abbildung 5.6 die Ergebnisse der langjährigen Mittel der Monatswerte. Für alle Bilanzgrößen gilt die Einheit Millimeter pro Monat, abgesehen von den Zeitkonstanten der Speicher, die in Mon^{-1} angegeben sind. Die Mittelwerte der langjährigen Zeitreihen der einzelnen Bilanzgrößen beider Einzugsgebiete sind in Tabelle 5.2 aufgetragen.

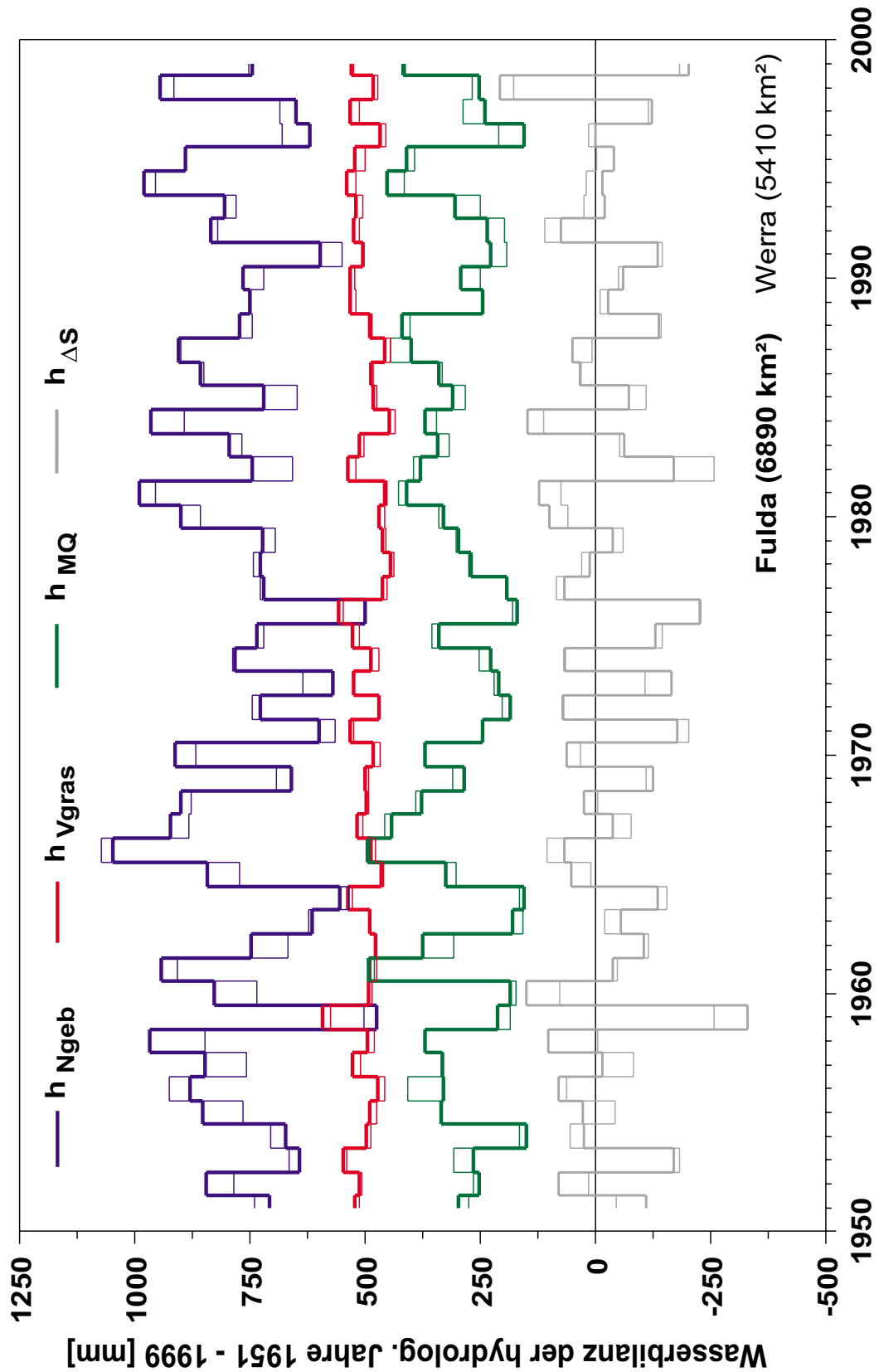


Abb. 5.4: Terme der Wasserbilanz auf Basis der hydrologischen Jahre für das Einzugsgebiet von Fulda und Werra in Millimetern. Mit h_{Ngeb} der Gebietsniederschlagshöhe, h_{Vgras} der Verdunstungshöhe (nach Gras Referenz Methode), h_{MQ} der mittleren monatlichen Abflusshöhe und $h_{\Delta S}$ der Höhe der Speicheränderung.

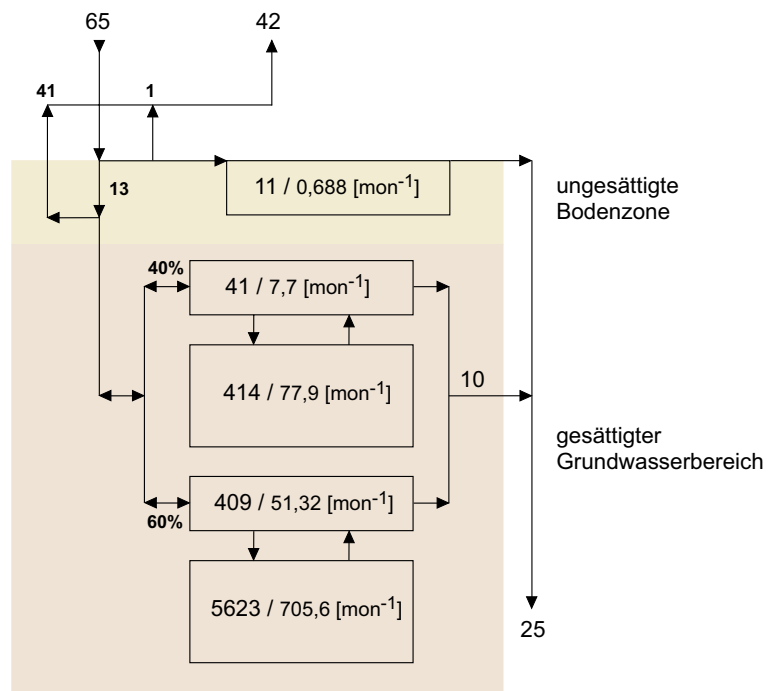


Abb. 5.5: Langjährige Monatsmittel der Wasserhaushaltsgrößen für das Fulda-Einzugsgebiet in $[mm]$.

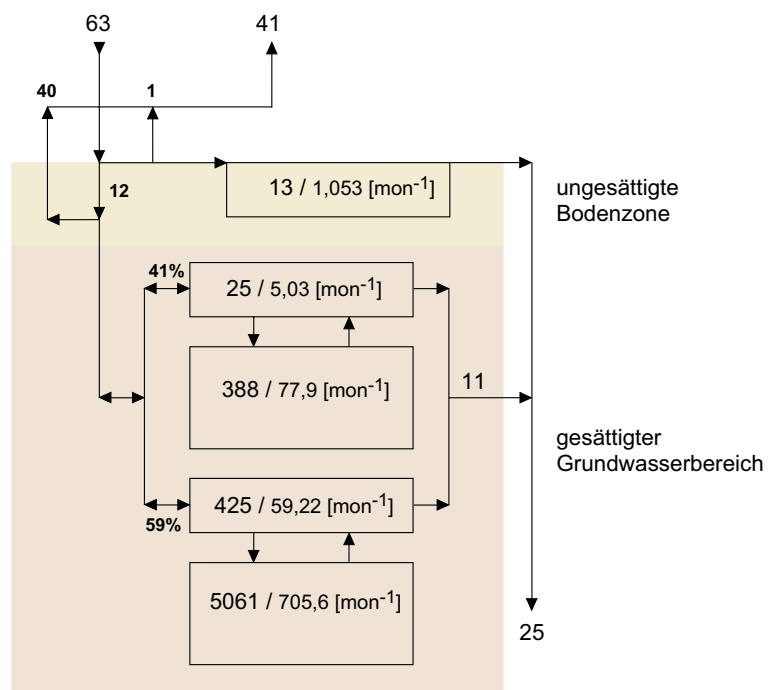


Abb. 5.6: Langjährige Monatsmittel der Wasserhaushaltsgrößen für das Werra-Einzugsgebiet in $[mm]$.

Tab. 5.2: Monatswerte der Wasserbilanz beider Untersuchungsgebiete gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum.

Größe	Einheit	FULDA	WERRA
HMQ	[mm / mon]	25	25
HAo	[mm / mon]	11	13
α_D	[1 / mon]	1,45	0,95
	[mon / tag]	0,688 / 20,93	1,053 / 32,04
HGD (=HAo)	[mm / a]	135	156

HAu	[mm / mon]	13	12
	[mm / a]	159	146

1 - g	[-]	0,4	0,41
HUS (=HNQ-HAu)	[mm / a]	19	41
	[mm / mon]	1	3
β_s	[1/a] / [1/mon]	1,56 / 0,13	2,39 / 0,1987
	[a] / [mon]	0,64 / 7,7	0,42 / 5,03
HGSA	[mm / mon]	41	25
$\beta's$	[1/a] / [1/mon]	0,154 / 0,01284	0,154 / 0,01284
	[a] / [mon]	6,49 / 77,9	6,49 / 77,9
HGSN	[mm / mon]	414	388

g	[-]	0,6	0,59
HUT (=HNQ)	[mm / a]	179	187
	[mm / mon]	15	16
β_t	[1/a] / [1/mon]	0,23 / 0,01948	0,2 / 0,01689
	[a] / [mon]	4,28 / 51,32	4,94 / 59,22
HGTA	[mm / mon]	409	425
$\beta't$	[1/a] / [1/mon]	0,017 / 0,001417	0,017 / 0,001417
	[a] / [mon]	58,8 / 705,6	58,8 / 705,6
HGTN	[mm / mon]	5623	5061

5.3.2 Monatswerte

Abbildung 5.7 und Abbildung 5.8 verdeutlichen das Verhalten der einzelnen Wasserhaushaltsglieder im jahreszeitlichen Verlauf in den beiden Einzugsgebieten. Die dargestellte Periode beginnt mit dem hydrologischen Jahr 1958 und endet mit 1967. Die zehnjährige Periode wurde gewählt, um einen Vergleich zwischen den Jahren zu ermöglichen und gleichzeitig die Übersichtlichkeit zu bewahren. In diesem Zeitraum haben die maximalen Tritiumemissionen¹³ und der damit verbundene Eintrag in die Hydrosphäre stattgefunden.

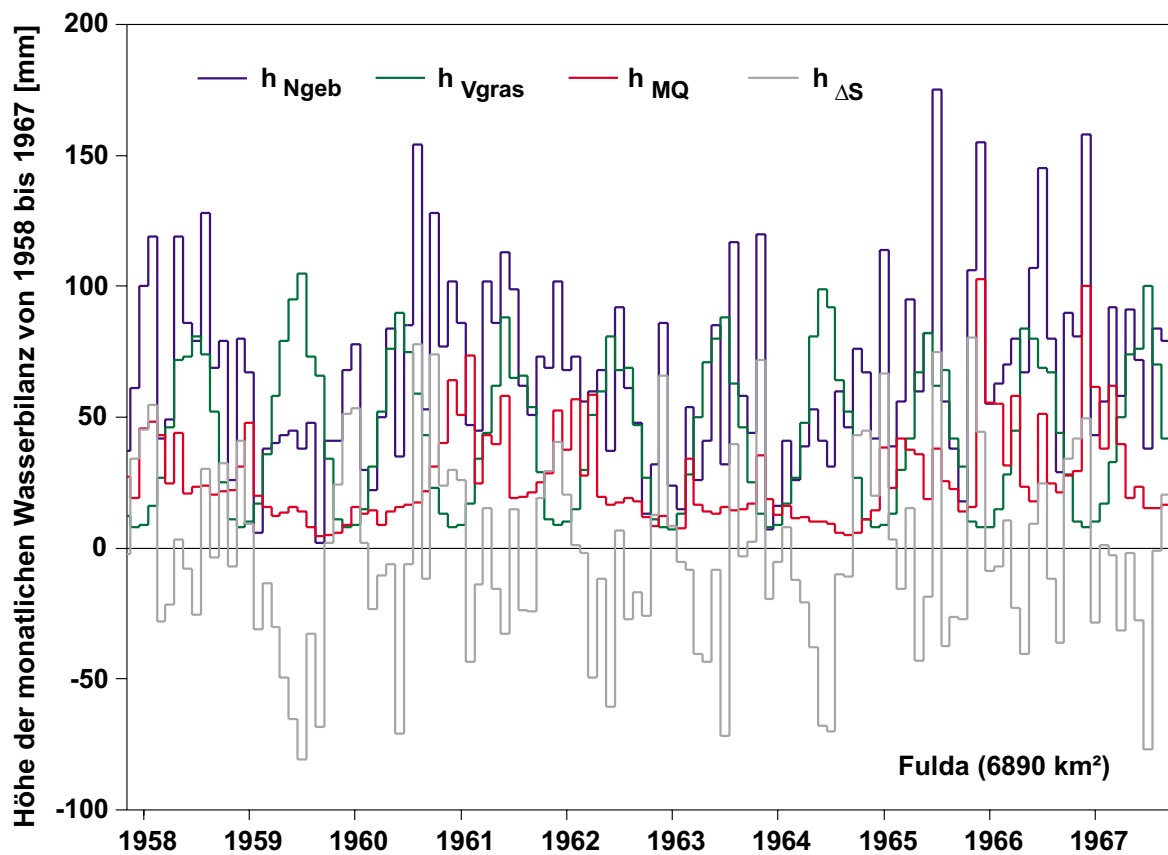


Abb. 5.7: Monatliche Wasserbilanz des Fulda-Einzugsgebietes der hydrologischen Jahre 1958 bis 1967. Mit der Gebietsniederschlagshöhe $h_{N_{geb}}$, der Verdunstungshöhe $h_{V_{gras}}$ der mittleren monatlichen Abflusshöhe h_{MQ} und der Höhe der Speicheränderung $h_{\Delta S}$.

Der Vergleich der monatlichen Wasserbilanzen unterstreicht die bereits erwähnte Ähnlichkeit der beiden Einzugsgebiete. Wie auch schon bei den Jahreswerten zu erkennen war, weist die Niederschlagshöhe $h_{N_{Geb}}$ die stärksten und unregelmäßigsten Schwankungen auf. Die höchsten Werte werden im Juli und August erreicht, etwas geringere Peaks

¹³verursacht durch oberirdische Kernwaffentests.

treten im Laufe des Winterhalbjahres auf. Eine stetige Periodizität ist bei den Verdunstungshöhen $h_{V_{Gras}}$ zu beobachten. Mit einem eindeutigen und sehr steilen Maximum im Juni oder Juli gleicht der Verlauf einer Sinuskurve. Zwischen dem Niederschlag und den monatlichen mittleren Abflusshöhen h_{MQ} besteht ein loser Zusammenhang mit einer zeitlichen Verzögerung des Abflusses um etwa zwei Monate. Die Peaks treten vermehrt im Winter auf, fallweise kommt es jedoch auch zu Hochwasser durch die Schneeschmelze im Frühjahr oder einen starken Gewitterregen im Sommer. Die Grundwasserspeicher entleeren sich im Frühjahr und Sommer. Dies ist zum einen durch den Wasserbedarf der Vegetation während der Wachstumsphase und zum anderen durch die verstärkte Evapotranspiration im Hochsommer bedingt. Die Speicherfüllung, das heißt positive Zahlenwerte der Höhe der Speicheränderung $h_{\Delta S}$, vollzieht sich während der niederschlagsreichen und kühlen Monate des Spätherbstes und des Winters.

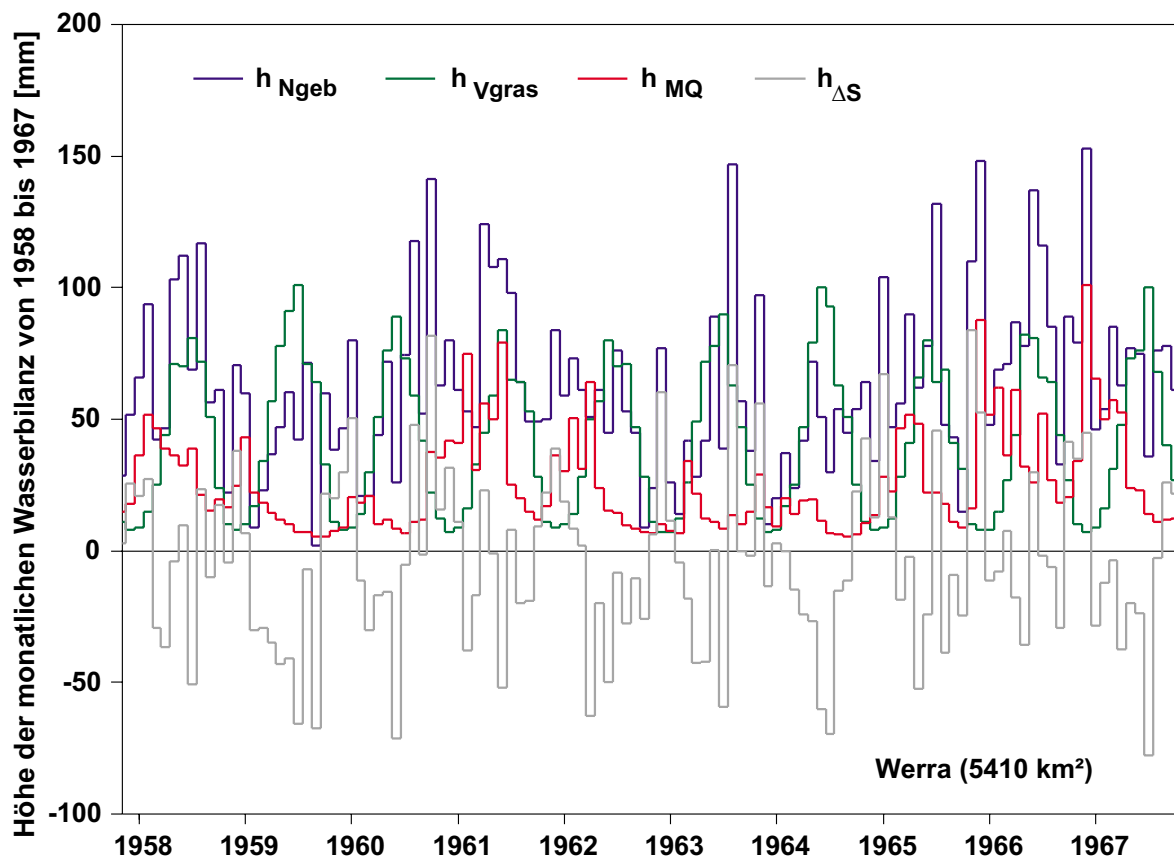


Abb. 5.8: Monatliche Wasserbilanz des Werra-Einzugsgebietes der hydrologischen Jahre 1958 bis 1967. Mit der Gebietsniederschlagshöhe h_{Ngeb} , der Verdunstungshöhe $h_{V_{gras}}$ der mittleren monatlichen Abflusshöhe h_{MQ} und der Höhe der Speicheränderung $h_{\Delta S}$.

5.4 Ergebnisse der Tritiumbilanz

Zur Erstellung der Tritiumbilanz ist die Tritiumbeaufschlagung¹⁴ TI durch den Niederschlag von zentraler Bedeutung. Daneben interessiert der Tritiumaustrag TO aus dem Untersuchungsgebiet über die oberflächlichen Gerinne und schließlich über den Vorfluter. Eine bestmögliche Gewichtung des Tritiumgehalts mit dem Gebietsniederschlag wird angestrebt, wobei auf eine möglichst kurze räumliche Distanz zwischen dem oder den Niederschlagssammler(n) und der Pegelmessstelle zu achten ist. Für zwei Bilanzglieder liegen gemessene Werte vor: von der Tritiumkonzentration im Niederschlag und der Tritiumkonzentration an den Gebietsauslässen von Fulda und Werra (an den Gebietsauslässen allerdings erst ab August 1978). Die Tritiumkonzentration der Verdunstung wird der des Niederschlags gleichgesetzt. Die Berechnungen mit TRIBIL konzentrieren sich im Wesentlichen auf die Tritiumkonzentration im Grundwasser und auf die Extrapolation der Konzentrationen des oberflächlichen Abflusses. Dabei werden Monatswerte berechnet die zeitlich vor den gemessenen Datenreihen liegen, zurück bis in die 1950er Jahre.

5.4.1 Tritiumkonzentration im Abfluss

Mit TRIBIL kann die Tritiumkonzentration im Abfluss vom August 1978 zurück bis in die frühen 1950er Jahre berechnet werden. Für die beiden betrachteten Gebiete können vereinfachte Berechnungen verwendet werden. Dies kann erfolgen, da keines der Gebiete durch kerntechnische Anlagen beeinträchtigt ist oder oberflächlichen Zustrom durch Kanäle erhält. Der Ansatz stammt von einem Separationsverfahren für Abflusskomponenten, der „End Member Mixing Analysis“ (EMMA) (siehe Formel 5.3). Demnach fließen die Tritiumkonzentrationen des Niederschlags und des Grundwassers am Gebietsauslass zusammen. Sind die Volumina dieser beiden Flüsse sowie das gesamte Abflussvolumen bekannt, so lässt sich die Tritiumkonzentration im Abfluss ermitteln. Mathematisch heisst das:

$$T_{WM} \cdot h_A = T_N \cdot h_{Ao} + T_U \cdot h_{Au} \quad (5.3)$$

Dabei bedeutet T_{WM} die modellierte Tritiumkonzentration im Vorfluter [Bq/l], h_A die gesamte Abflusshöhe [mm], T_N die Tritiumkonzentration im Niederschlag [Bq/l], h_{Ao} die Höhe des direkten Abflusses [mm], T_U die Tritiumkonzentration im Grundwasser

¹⁴Tritiummenge die durch den Niederschlag in die Hydrosphäre eingetragen wird.

$[Bq/l]$ und h_{Au} die Höhe des unterirdischen Abflusses $[mm]$. Eine weitere Spezifikation unterscheidet die Prozesse auf den Landflächen und jene auf den offenen Wasserflächen. Als erste Näherung sind bei beiden Untersuchungsgebieten 97 Prozent der gesamten Fläche als Landflächenanteil f_L [%] und 3 Prozent als Flächenanteil offener Wasserflächen f_W [%] angenommen. In Bezug auf die berechnete Tritiumkonzentration im Vorfluter wird die rechte Seite der Formel 5.3 zweigeteilt, wobei der erste Term unverändert auf den Landflächenanteil angewendet wird. Der zweite Term beschreibt die Prozesse der offenen Wasserflächen mit der Verdunstungshöhe h_{VW} $[mm]$ und der entsprechenden Gewichtung von 0,3:

$$T_{WM} = \frac{f_L \cdot (T_N \cdot h_{Ao} + T_U \cdot h_{Au}) + f_W \cdot [T_N \cdot h_N \cdot (1 - \frac{h_{VW}}{h_N})]}{h_A} \quad (5.4)$$

Das Ergebnis zeigt Abbildung 5.9. Darin ist die Datenreihe für die berechnete Tritiumkonzentration im Vorfluter T_{WM} ab August 1953 überlagert mit den gemessenen Tritiumkonzentrationen im Vorfluter TW dargestellt. Die kleineren Peaks in den 1950er und den frühen 1960er Jahren und schließlich das Maximum im August 1963 mit 321 Bq/l sind deutlich zu erkennen. Angeleht an die Tritiumkonzentration im Niederschlag kommt es ab 1963 zu einem stetigen Rückgang der Tritiumkonzentration.

Untersucht man die Übereinstimmung der gemessenen und der modellierten Daten genauer, zeigt sich immer noch eine gute Kongruenz (siehe Abbildung 5.10). Zwar kommt es fallweise zu einer deutlichen Abweichung der jährlichen Schwankungen, die gut nachgebildete allgemeine Tendenz bleibt jedoch erhalten. Dieses Resultat lässt auf eine gute Simulation ab August 1953 schließen. Es kann von einer hinreichenden Authentizität der berechneten Werte ausgegangen werden. Vornehmlich im Zeitraum der maximalen Konzentrationen, ergibt sich daraus eine glaubwürdige Komponente innerhalb der Tritiumbilanz.

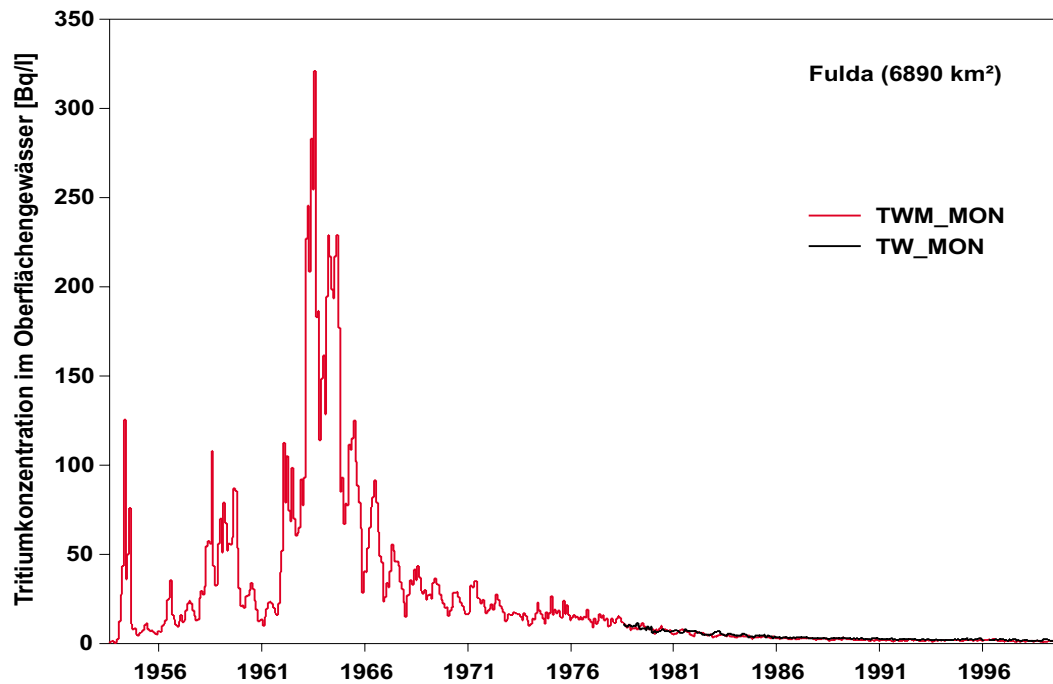


Abb. 5.9: Monatliche Tritiumfracht der Fulda. Dargestellt sind sowohl die gemessenen (TW) als auch die simulierten Konzentrationen (TWM) im Zeitraum von 1953 bis 1999.

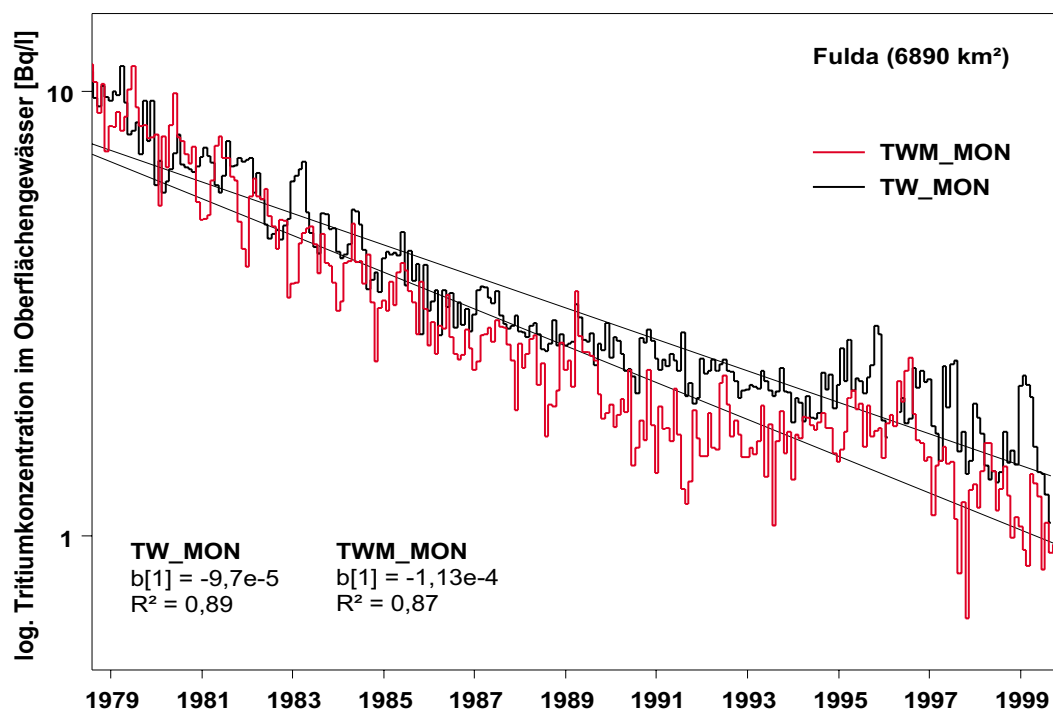


Abb. 5.10: Logarithmisch dargestellte Tritiumfracht der Fulda. Gezeigt sind die Kurven der gemessenen sowie der berechneten Konzentrationen. b ist die Steigung und R^2 ist das Bestimmtheitsmaß der Kurven.

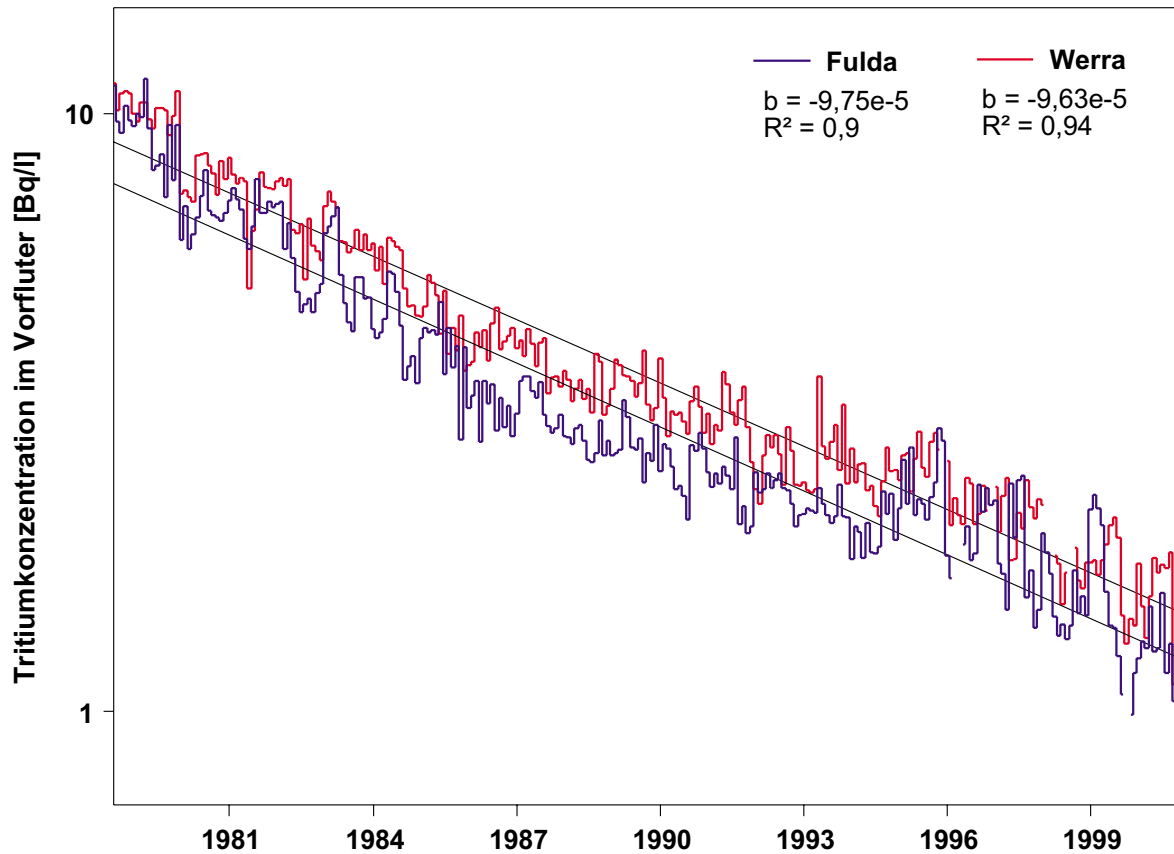


Abb. 5.11: Tritiumfracht im Vorfluter (TW) von Fulda und Werra, basierend auf den gemessenen Konzentrationen. b ist die Steigung und R^2 ist das Bestimmtheitsmaß der Kurven.

Das Altersspektrum der Tritiumkonzentration im Vorfluter

Ein hydrologisches System kann durch die Angabe des sogenannten Altersspektrums $f(t)$ des Abflusses charakterisiert werden. Dabei gibt $f(t) \cdot dt$ den in der Zeit t bis $t + dt$ abfließenden Anteil eines zu dem Zeitpunkt $t = 0$ in das System eingebrachten Spurenstoffs der Menge eins an. Abbildung 5.11 zeigt die gemessenen Altersspektren von Fulda und Werra. An der logarithmischen Darstellung von $f(t)$ wird deutlich, dass das Alter des Flusswassers durch die mittlere Verweilzeit bestimmt wird. Die Verweilzeit τ ist durch die Zeitkonstanten des schnell und des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers gegeben. Bisherige Arbeiten über die Verteilung von Altersspektren in Oberflächengewässern gehen von der Vorstellung des Exponentialmodells aus (ESSER 1980). Dabei ist die Mischung des Spurenstoffs im Vorfluter aus Anteilen jeden Alters zwischen 0 und ∞ zusammengesetzt:

$$f(t) = \frac{1}{\tau} \cdot e^{-\frac{t}{\tau}} \quad (5.5)$$

Es wird also von einer exponentiellen Verteilung der Fließzeiten der einzelnen Wasserteilchen ausgegangen. Je länger die zurückzulegende Strecke, desto tiefer im Untergrund verlaufen die Fließwege. Aufgrund der mit der Tiefe geringer werdender Permeabilität und zusätzlich verlängerten Fließstrecke, kommt es zu längeren Fließzeiten. Kein Stoffaustausch durch Diffusion oder Mischung zwischen den Stromlinien wird vorausgesetzt, zu einer Mischung der Wasserteilchen kommt es erst im Beobachtungsbrunnen bzw. im Vorfluter.

Wenn die logarithmierten Messwerte der Tritiumkonzentrationen im Vorfluter eine Gerade ergeben, so erklärt das Exponentialmodell die Verteilung der Altersspektren - und damit den Tritiumtransport im Untergrund - vollständig. Bei den gemessenen Tritiumkonzentrationen von Fulda und Werra sind allerdings Abweichungen zu erkennen, vornehmlich mit dem Verlauf der Jahreszeiten. Trotzdem kommt es zu einem Bestimmtheitsmaß von 0,9 bzw. 0,94. Das deutet auf einen starken Zusammenhang zwischen den Konzentrationen im Abfluss und der Beschreibung durch das Exponentialmodell hin. Somit ist dieses Modell geeignet, um den Stofftransport und den damit zusammenhängenden Wasserfluss im Untergrund zu beschreiben.

5.4.2 Tritium im Grundwasser

Die ersten Resultate ergaben für beide Untersuchungsgebiete unrealistische Werte. Die Konzentrationen lagen um ein Vielfaches zu hoch, unterbrochen von massiven Schwankungen und teilweise sogar negativen Tritiumkonzentrationen. Diese Tatsache ist hauptsächlich auf die Berechnungsmethode der Tritiumkonzentrationen in den verschiedenen Grundwasserspeichern zurückzuführen. Eine Prüfung der Sensitivität der Eingangsgrößen zeigte, dass die Veränderung des Sickerwassers zu großen Unterschieden in den Ergebnissen führt. Das Sickerwasser ergibt sich aus der Addition des unterirdischen Abflusses und der Speicheränderung. Letztere wird als Restglied der Wasserbilanz ermittelt. Offensichtliche „Ausreißer“ in der Datenreihe des Sickerwassers wurden daraufhin nach hydrologischem Verständnis editiert. Hohe aufsteigende Wasserströme im Winterhalbjahr und Monatswerte die in keiner Relation zu dem Niederschlag in dieser Periode stehen wurden angeglichen. Für das Fulda-Einzugsgebiet führte diese Veränderung zu einer deutlichen und vor allem realistischen Tritiumkonzentration der vier Speicher (siehe Abbildung 5.12).

Während oder kurz nach den Tritiumemissionen treten beim schnell reagierenden, abflussfähigen Speicher die höchsten Tritiumkonzentration TG_{SA} auf. Die Speicherkon-

zentrationen sind darüber hinaus von starken Schwankungen geprägt. Ihr Verlauf zeigt ein ähnliches Verhalten, wie das der Tritiumkonzentration im Niederschlag. Die Maxima treten um etwa zwei bis vier Monate später auf, manchmal reagiert der Speicher erst fünf oder sechs Monate später. Im Vergleich zu den nicht abflussfähigen Speichern ändert sich die Konzentration TG_{TA} im träge reagierenden abflussfähigen Speicher fast unmittelbar. Mit den zweithöchsten Maxima verlaufen die Konzentrationsänderungen jedoch in einem deutlich geringeren Schwankungsbereich als jene des schnell reagierenden abflussfähigen Speichers TG_{SA} . Die Hauptpeaks sind gegenüber den Niederschlagskonzentrationen um ein halbes bis dreiviertel Jahr verschoben. Ab Herbst 1965 übersteigt die Konzentration des träge reagierenden die des schnell reagierenden Speichers. Das ergibt sich aus dem größeren Speichervolumen des träge reagierenden Speichers und der damit verbundenen stärkeren Retention des Tritiums.

Sowohl die Tritiumkonzentration des schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speichers TG_{SN} als auch diejenige des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers TG_{TN} verlaufen deutlich glatter. TG_{SN} zeigt Anfang 1960 einen kleinen Peak der aus den Niederschlägen des Spätsommers 1958 und des Frühjahres 1959 entsteht. Das eindeutige Maximum wird im Dezember 1964 erreicht, der Anstieg und der darauf folgende Konzentrationsrückgang sind flach verglichen mit den abflussfähigen Speichern (siehe Abbildung 5.12). Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die maximale Niederschlagskonzentration von Mai 1962, Juni 1963 und April 1964 in abgeschwächter Form widerspiegeln. Der abfallende Ast verläuft fast identisch zu der Tritiumkonzentration des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers TG_{TN} .

Das mit Abstand größte Speichervolumen hat der träge reagierende nicht abflussfähige Speicher. Diese Eigenschaft zeigt sich im Verhalten der Tritiumkonzentration TG_{TN} dieses Speichers. Einerseits treten hierbei die durch eine starke Verdünnung bedingten geringsten Konzentrationen auf, andererseits entsteht durch Retention¹⁵ und Translation¹⁶ eine starke Verformung. Bis Ende der 1950er Jahre verläuft die Kurve der Tritiumkonzentration des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers TG_{TN} äußerst flach. Erst danach treten Werte auf die im Februar 1970 einen flachen Peak erreichen. Die Wirkung dieser größten und offensichtlich tiefsten Speicherkomponente gewinnt erst etwa zwanzig Jahre nach den oberirdischen Kernwaffentests an Bedeutung. Abbildung 5.13 zeigt einen Ausschnitt der abnehmenden Tritiumkonzentrationen im Untergrund. Dabei nimmt TG_{TN} am geringsten ab und weist ab dem September 1985

¹⁵deht und flacht den Konzentrationspeak ab.

¹⁶führt zu einer zeitlichen Verzögerung des Konzentrationspeaks.

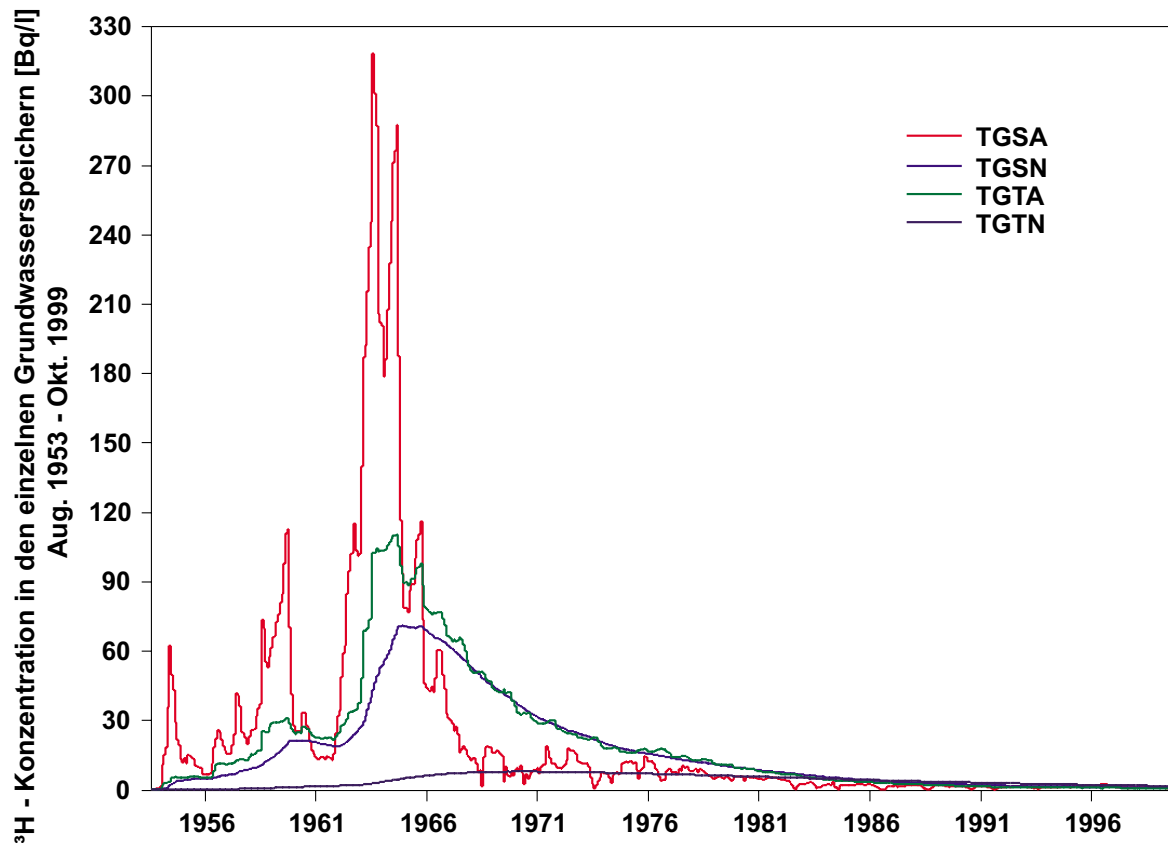


Abb. 5.12: Monatliche Tritiumkonzentrationen der verschiedenen Grundwasserspeicher im Fulda-Einzugsgebiet. Mit TG_{SA} der Tritiumkonzentration im schnell reagierenden abflussfähigen Speicher, TG_{SN} der Konzentration im schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speicher, TG_{TA} der Konzentration im träge reagierenden abflussfähigen Speicher und TG_{TN} der Konzentration im träge reagierenden nicht abflussfähigen Speicher.

die höchsten Werte auf. Bei der geringfügigen Erhöhung der Konzentration des schnell reagierenden abflussfähigen Speichers TG_{SA} im Sommer 1996 kann von einem erneuten leichten anthropogenen Einfluss ausgegangen werden. Die logarithmische Darstellung der Ordinate lässt die Konzentrationsabnahmen linear erscheinen. Abgesehen von der jahreszeitlich beeinflussten Tritiumkonzentration der schnell reagierenden abflussfähigen Speicherkomponente TG_{SA} können lineare Trendgeraden mit einem starken Zusammenhang von 98 Prozent angepasst werden. Die Steigung dieser Geraden gibt Aufschluss über die Stärke der Abnahme und damit über das Auslaufverhalten der Speicher und die Verweilzeiten des Grundwassers. Die Eigenschaften des träge reagierenden nicht abflussfähigen Speichers werden durch dessen geringe Steigung und langen Verweilzeiten bestätigt. Auch das Verhalten der Tritiumkonzentration im schnell reagierenden nicht abflussfähigen Speicher TG_{SN} und im träge reagierenden abflussfähigen Speicher TG_{TA} beschreibt die Speichereigenschaften gut. Die gute Anpassung an die

Konzentrationsrückgänge bestätigt die Wahl der Einzellinearspeicher um die Prozesse im Untergrund zu beschreiben.

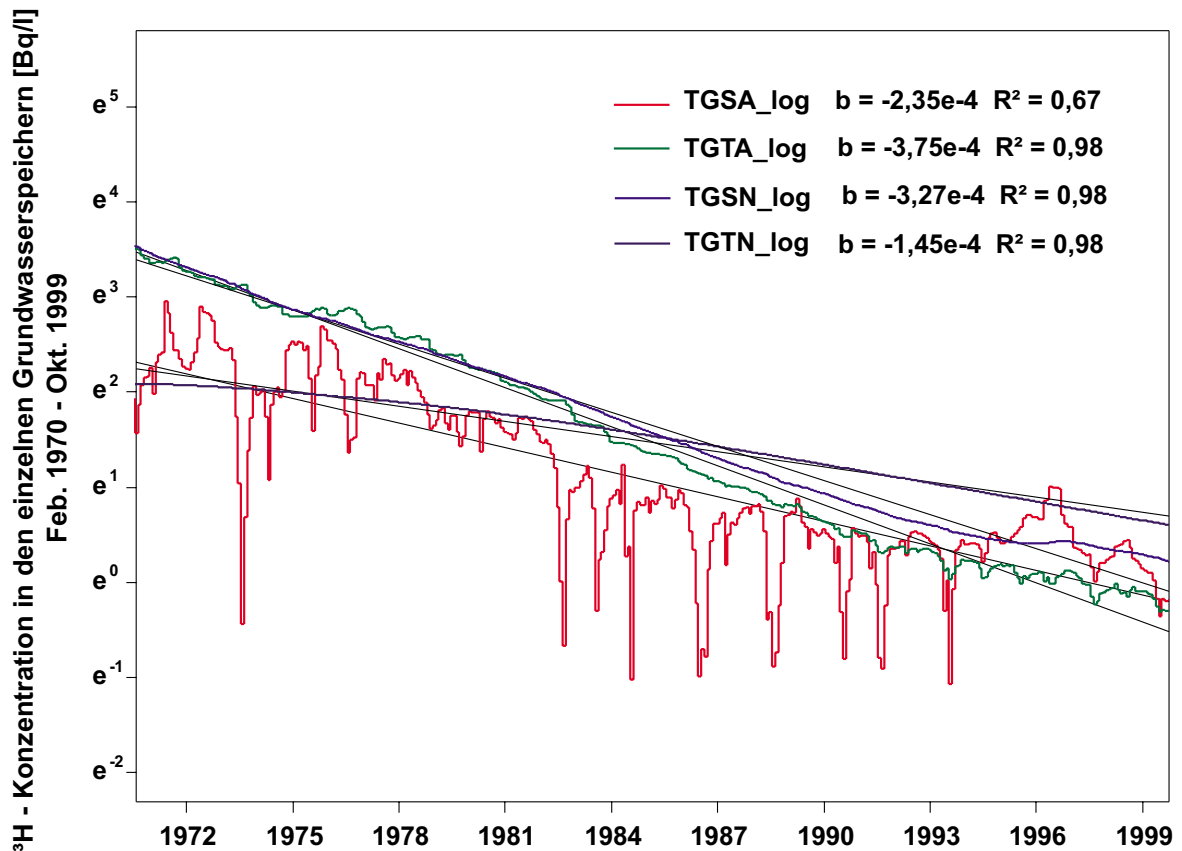


Abb. 5.13: Logarithmisch dargestellte Tritiumkonzentration der Grundwasserspeicher von 1970 bis 1999. TGX steht für die verschiedenen Speicherkomponenten siehe Abbildung 5.12, b ist die Steigung der Regressionsgeraden und R^2 ist das Bestimmtheitsmaß.

5.4.3 Jahres - und Monatswerte der Bilanzglieder

In der Zeit der Tritiumemissionen ist ein großer Tritiumeintrag durch den Niederschlag zu erwarten, der die Tritiumgehalte der anderen Bilanzglieder übersteigt. In Abbildung 5.14 ist die Tritiumbilanz der Jahressummen der einzelnen Wasserhaushaltsglieder dargestellt. Dabei treten nur positive Werte auf. Dies steht im Gegensatz zur Wasserbilanz, bei der das Leerlaufen der Speicher durch negative Komponenten beschrieben wird. T_I ist die Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag, T_V die Tritiummenge der Verdunstung, T_{OM} die simulierte Tritiumfracht im Vorfluter und T_G ist die Tritiumfracht im Grundwasser. Alle Komponenten erreichen ihr Maximum im

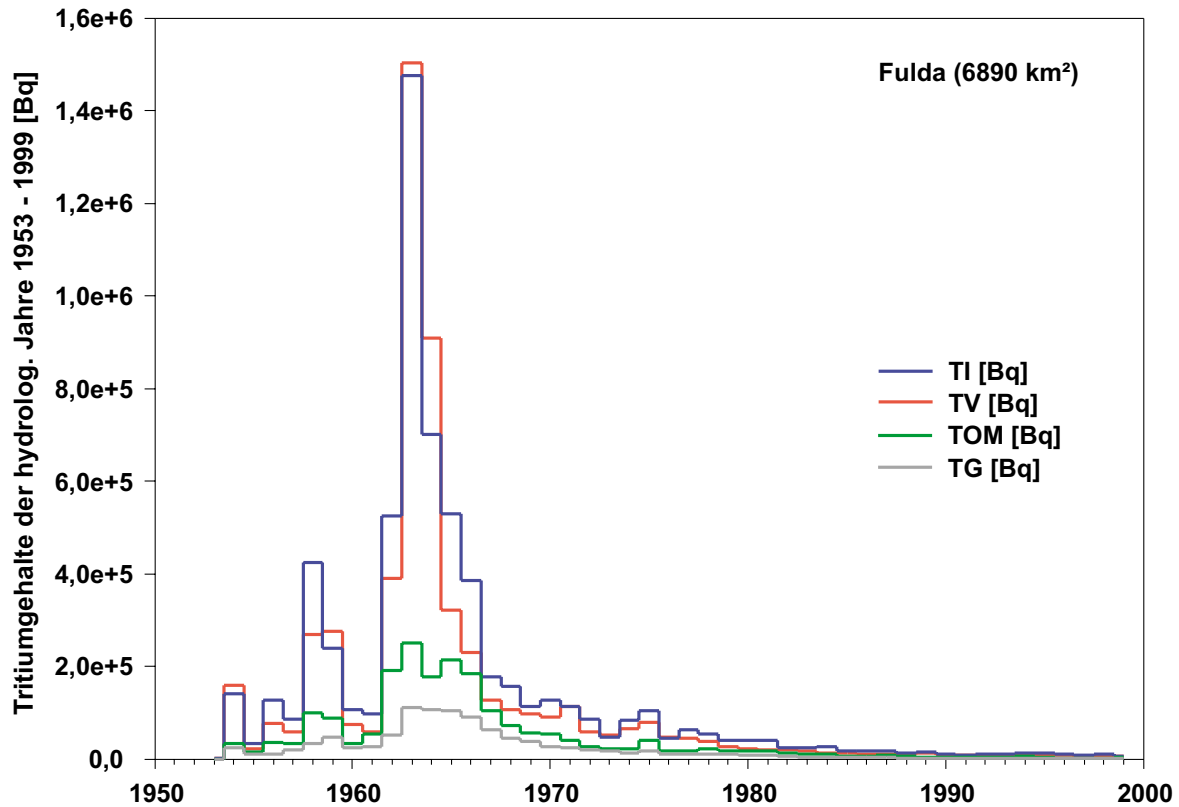


Abb. 5.14: Tritiumbilanz für das Einzugsgebiet der Fulda auf der Basis von Jahreswerten der einzelnen Komponenten der hydrologischen Jahre 1953 - 1999. Es bedeuten T_I die Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag, T_V die Tritiummenge der Verdunstung, T_{OM} die Tritiumfracht im Vorfluter und T_G die Tritiummenge im Grundwasser.

Jahr 1963. Daneben werden zwei kleinere Peaks in den 1950er Jahren deutlich. Die Tritiummenge der Verdunstung T_V weist beim ersten Peak 1954 die höchste Jahressumme auf. Beim zweiten Peak 1958 liegt die Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag T_I wie zu erwarten über dem Tritiumgehalt der Verdunstung T_V . Die Tritiumgehalte des extrapolierten direkten Abflusses T_{OM} und die Tritiumgehalte im Grundwasser T_G sind wesentlich geringer als die von Niederschlags und Verdunstung. Die Retentionswirkung der Einzugsgebiete bewirkt eine Abflachung und Dehnung der Peaks von T_{OM} und T_G . Die Maxima müssen allerdings noch genauer untersucht werden hinsichtlich möglicher Translation. Der zeitliche Versatz und somit auch die Beschreibung von Verweilzeiten im Untergrund erscheint relativ gering.

Für die genauere Betrachtung der Tritiumbilanz sind in Abbildung 5.15 die monatlichen Tritiumgehalte aufgetragen. Die folgenden Betrachtungen widmen sich den Verhältnissen im Zeitraum der höchsten Gehalte. Verursacht durch die maximale Tritiumkonzentration des Niederschlags im Juni 1963 ist auch die Tritiumbeaufschlagung in diesem

Monat am höchsten. Die zwei Monate darauf folgende, fast ebenso hohe Spitze, hängt weniger von der Konzentration als viel mehr von den großen Niederschlagshöhen ab. Der simulierte Tritiumgehalt im Vorfluter erreicht schon im März 1963 die höchsten Werte. Dieses Verhalten erscheint unrealistisch, da die maximal simulierten Konzentrationen erst im August 1963 auftreten und die maximale Beaufschlagung noch nicht stattgefunden hat. Berücksichtigt man jedoch die dazugehörenden Abflusshöhen, klärt sich diese Situation weitgehend. Im März 1963 beträgt die mittlere monatliche Abflusshöhe mit 34 mm mehr als doppelt so viel wie im August 1963 und verursacht dadurch den maximalen Tritiumgehalt im Vorfluter. Der darauf folgende kleinere Peak im August rührt von der maximal simulierten Konzentration im Vorfluter her. Er wird jedoch durch die geringen Abflusshöhen abgeschwächt. Der Verlauf von T_V kann an dieser Stelle noch nicht erklärt werden.

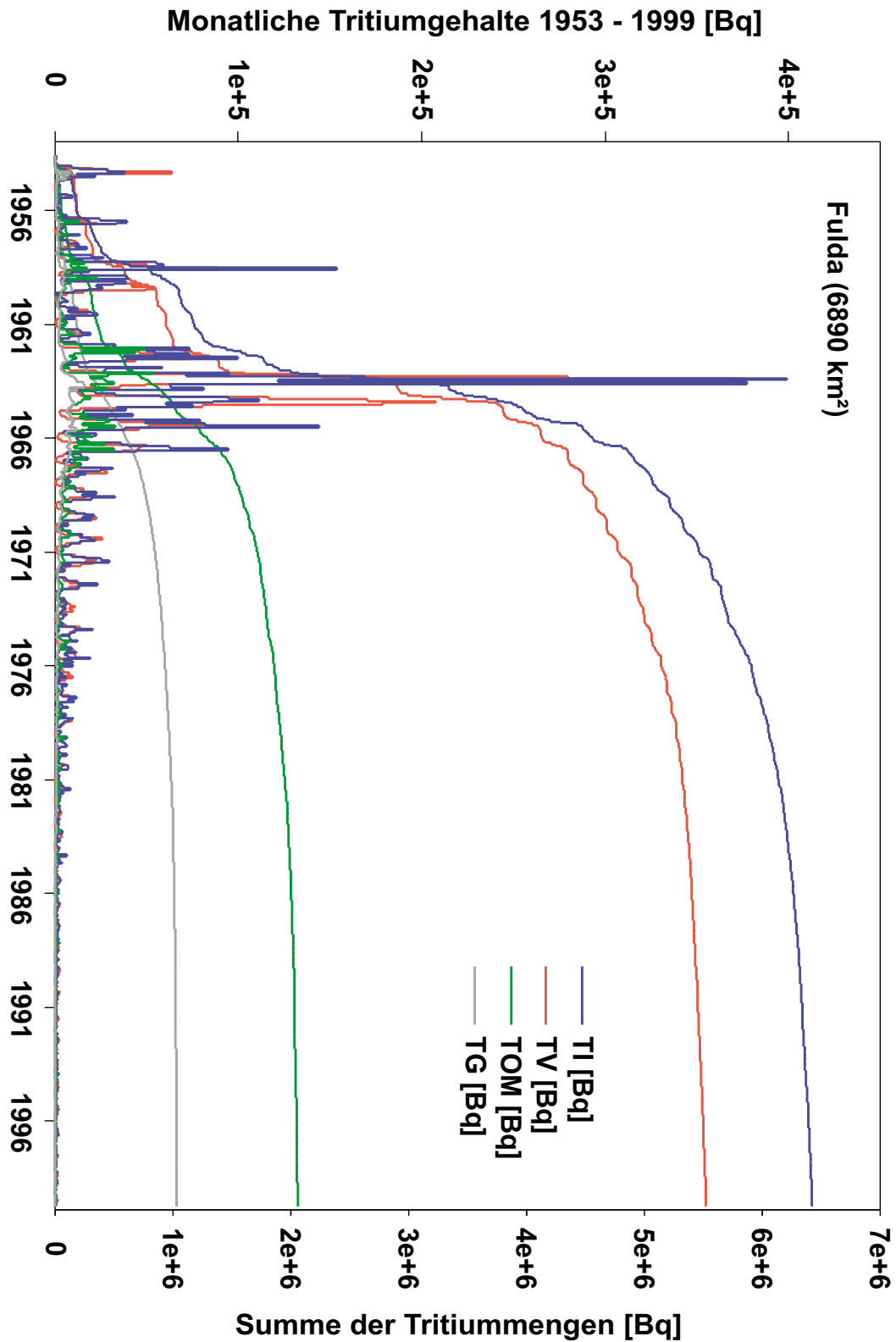


Abb. 5.15: Tritiumbilanz für das Einzugsgebiet der Fulda und den korrespondierenden Summenkurven von August 1953 bis Oktober 1999 auf der Basis von Monatswerten. Die Beschriftung entspricht Abbildung 5.14.

5.5 Diskussion

Die Tritiumanteile der einzelnen Komponenten der Tritiumbilanz berechnen sich aus ihren Tritiummengen. Die gesamte Tritiummenge ergibt sich dabei als Integral der verschiedenen Kurven, da die Tritiumgehalte zu Beginn und am Ende des untersuchten Zeitraumes annähernd null ergeben. Die natürliche Hintergrundkonzentration kann vorerst vernachlässigt werden. Die in Abbildung 5.15 dargestellten Summenkurven geben die absoluten Mengen zu den entsprechenden Zeitpunkten wieder. Dieses Vorgehen ist vergleichbar mit der Ermittlung des Wiedererhalts bei Tracerversuchen mit punktueller Einspeisung. Mit dem Unterschied, dass die „Einspeisemenge“, also die Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag T_I , nicht von vornherein gegeben ist, sondern ebenfalls erst durch das Integral von T_I bestimmt wird.

Soll die Tritiumbilanz schlüssig sein, muss die Summe der Outputgrößen gleich jener der Inputgrößen sein. Die gesamte Tritiummenge von Verdunstung, direktem - und unterirdischem Abfluss muss somit der eingetragenen Tritiummenge des Niederschlags entsprechen. Der Tritiumgehalt im Grundwasser T_G wird nahezu komplett durch den Vorfluter und die Verdunstung ausgetragen (siehe Abbildung 5.14 & Abbildung 5.15). Das ist daran zu erkennen, dass die Konzentration im Grundwasser gegen Ende der Zeitreihe nur noch sehr gering ist. Damit fließt T_G ebensowenig in die langjährige Tritiumbilanz ein wie die Änderung der Speicherhöhen in die langjährige Wasserbilanz. Tabelle 5.3 zeigt eine schlechte Übereinstimmung der Bilanzgrößen.

Tab. 5.3: Anteile der einzelnen Komponenten in Prozent an der Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebiets. Mit der Tritiumbeaufschlagung T_I , der Tritiummenge der Verdunstung T_V und der modellierten Tritiumfracht im Vorfluter T_{OM} .

Bilanzglieder	T_I	T_V	T_{OM}
Anteil [%]	100	86	32

Das Mengenverhältnis von T_I und T_V ist verschoben, sodass die Tritiummenge der Verdunstung überschätzt bzw. die Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag unterschätzt wird. Das Versuchsergebnis T_V als Restglied zu ermitteln (siehe Tabelle 5.4) liefert mit 68 Prozent ein plausibleres Ergebnis:

Tab. 5.4: Anteile an der Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebietes mit der Tritiummenge der Verdunstung T_V als Restglied.

Bilanzglieder	T_I	T_V	T_{OM}
Anteil [%]	100	68	32

Nun kann der angestrebte Vergleich mit der Wasserbilanz stattfinden. Es werden keine absoluten Mengen verglichen, sondern die relativen Anteile der Komponenten der jeweiligen Bilanz. Tabelle 5.5 zeigt die Ergebnisse der langjährigen Wasserbilanz des Fulda - und des Werra-Einzugsgebiets. Das Mittel der langjährigen Speicheränderung beträgt annähernd null und ist hier deshalb nicht ausgeführt.

Tab. 5.5: Anteile der einzelnen Komponenten der Wasserbilanz des Fulda - und des Werra-Einzugsgebiets von 1950 bis 1999. Dabei bedeuten h_N die Niederschlagshöhe, h_V die Verdunstungshöhe und h_{MQ} die Höhe des mittleren monatlichen Abflusses.

Bilanzglieder	h_N	h_V	h_{MQ}
FULDA [%]	100	64	38
WERRA [%]	100	65	39

Da keine Ergebnisse zu der Tritiumbilanz des Werra-Einzugsgebiets vorliegen, findet ein Vergleich nur anhand der Fulda statt. Auf den ersten Blick auf Tabelle 5.6 erscheinen die Resultate sehr ähnlich. Es sei hier darauf hingewiesen, dass der Tritiumgehalt der Verdunstung als Restglied ermittelt wurde. Der enge Zusammenhang der Verhältnisse der Verdunstungshöhe und der mittleren monatlichen Abflusshöhe auf der einen - und der Tritiummenge der Verdunstung und der Tritiummenge von direktem plus unterirdischem Abfluss auf der anderen Seite werden deutlich. Die Tritiumbilanz quantifiziert des Weiteren eine direkte (Tritiumfracht im direkten Abfluss T_D) und eine unterirdische Abflusskomponente (Tritiumgehalt im Grundwasser T_G). Eine Übereinstimmung mit den entsprechenden Abflusshöhen der Wasserbilanz ist zu erkennen. Die Wasserbilanz weist mehr Abfluss auf, wobei die unterirdische Komponente etwas stärker gewichtet ist.

Tab. 5.6: Vergleich von Wasser - und Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebiets als Anteile an der Gesamtbilanz in Prozent. Es bedeuten h_N die Niederschlagshöhe, h_V die Verdunstungshöhe, h_{MQ} die Höhe des mittleren monatlichen Abflusses, h_{Ao} die direkte Abflusshöhe und h_{Au} die unterirdische Abflusshöhe. Des Weiteren steht T_I für die Tritiumbeaufschlagung, T_V für die Tritiummenge der Verdunstung, T_{OM} für die modellierte Tritiumfracht im Vorfluter, T_D für die Tritiumfracht des Zwischenabflusses und T_G für die Tritiummenge im Grundwasser.

WASSERBILANZ	h_N	h_V	h_{MQ}	h_{Ao}	h_{Au}
Anteile [%]	100	64	38	17	21
TRITIUMBILANZ	T_I	T_V	T_{OM}	T_D	T_G
Anteile [%]	100	68	32	16	16

5.6 Fazit

Die externen Berechnungen aus Kapitel 4.2 führen, abgesehen von den Wasseräquivalenten für das Werra-Einzugsgebiet, zu guten Resultaten. Um die Modellanwendung zu vereinfachen und die Übersichtlichkeit zu bewahren, sollten die Berechnungsroutinen in TRIBIL integriert werden. Die Trennung zwischen dem direkten Abfluss A_o und dem unterirdischen Abfluss A_u nach Wundt & Kille ist eine bewährte Methode und erscheint auch in diesem Fall sinnvoll. A_u stellt eine wesentliche Basisgröße dar und ist für die Güte weiterer Berechnungen maßgebend. Hinsichtlich der unter anderem aus der unterirdischen Abflusshöhe ermittelten Höhe des Sickerwassers, muss die Ausweisung unterschiedlicher Abflusskomponenten möglicherweise überarbeitet werden. Der Ansatz eines konstanten Wertes für den Base Flow Anteil hat sich als sinnvoll herausgestellt - Fulda und Werra zeigen fast identische Ergebnisse. Auch die Zeitkonstante der ungesättigten Bodenzone weist mit wenigen Wochen eine plausible Zeitspanne auf.

Die Wasserbilanzen beider Untersuchungsgebiete zeigen keine langjährigen Trends. Trockene und feuchte Jahre sind jedoch deutlich zu erkennen. Sowohl die Wasserbilanz der Jahreswerte als auch die der Monatswerte ergibt zwischen den Gebieten keine wesentlichen Unterschiede. Die Ähnlichkeit der Einzugsgebiete von Fulda und Werra hinsichtlich der geographischen Lage, der klimatischen Verhältnisse, der orographischen Strukturen, der Landnutzung und nicht zuletzt der ansatzweise ähnlichen Lithologie wird dadurch unterstrichen.

Die berechnete Tritiummenge der Verdunstung ist zu hoch. Das zeigt sowohl der Verlauf der jährlichen Bilanz (siehe Abbildung 5.14) als auch die Bilanzierung über den gesamten Untersuchungszeitraum (siehe Tabelle 5.3) mit einem Anteil von 86 Prozent.

Das Verhältnis der Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag und der Tritiumfracht im Vorfluter stimmen gut mit den entsprechenden Größen der Wasserbilanz (der Niederschlagshöhe und der Höhe des mittleren monatlichen Abflusses) überein. Die Simulation der Tritiumkonzentration im Abfluss ergibt äußerst zufriedenstellende Resultate. Die Verweilzeit von etwa zwei Monaten gegenüber dem Eintrag mit dem Niederschlag bedarf noch genauerer Untersuchungen. Des Weiteren wird die Beschreibung des Tritiumtransports im Untergrund durch das Exponentialmodell bestätigt mit einem Bestimmtheitsmaß von 98 Prozent. Das Verhalten der Tritiumfracht im Untergrund wird mit TRIBIL jedoch noch nicht optimal charakterisiert. Die nicht abflussfähigen Speicherkomponenten erscheinen korrekt erfasst, insgesamt zeigt sich noch eine zu schnelle Reaktion der Tritiumgehalte im Untergrund.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Bilanzierungsmodell TRIBIL konnte an den beiden Quellregionen der Weser angewendet werden. Durch die vorhandene Datengrundlage ist die Erfassung des Wasserhaushalts weitgehend gewährleistet. Die verfügbaren Messreihen decken den Zeitraum von Anfang der 1950er Jahre bis zum Ende der 1990er Jahre ab, das stellt einen außergewöhnlich langen Zeitraum dar. Die Güte der einzelnen Größen unterscheidet sich allerdings erheblich. So wurden zu Beispiel die monatlichen Abflusshöhen aus gemessenen Tageswerten ermittelt. Die Tritiumkonzentration im Niederschlag hingegen musste verstärkt zu Anfang der Untersuchungsperiode aus weltweiten Messtationen zusammengetragen werden. Eine Berücksichtigung der Messfehler musste aufgrund offensichtlicher Unterschiede in der Datengüte vorerst zurückgestellt werden.

Die Simulationssoftware TRIBIL eignet sich gut für die Erstellung von Tritiumbilanzen. Für das Einzugsgebiet der Fulda konnte gezeigt werden, dass der Tritiumgehalt der einzelnen Bilanzgrößen unter den gegebenen Voraussetzungen ermittelt werden kann. Auch wenn noch eine verbesserte Anpassung der Ergebnisse vorgenommen werden muss, sind die Resultate dieser Studie weitgehend zufriedenstellend.

Allerdings wurden Defizite der Modellierung des Werra-Einzugsgebiets deutlich. Sie bezogen sich Einerseits darauf die Wasseräquivalente des oberirdischen Bodenwasserspeichers zu ermitteln, andererseits auf die Darstellung der Dynamik der Tritiumkonzentration im Untergrund. Dabei stellt Letzteres das größere Problem dar. Die Ursache liegt in der Bestimmung des unterirdischen Abflusses oder bei nicht plausiblen Änderungen des Speicherterms der Wasserbilanz. Der abschließende Vergleich der Wasser- und der Tritiumbilanz des Fulda-Einzugsgebiets hat zu guten Ergebnissen geführt. Eine Verifizierung der mittleren langjährigen Wasserbilanz erscheint aufgrund der geringen Unterschiede nicht notwendig. Vor allem die in der Wasserbilanz als Restglied ermittelte Speicheränderung kann durch die Tritiumbilanz ergänzt werden. Eine Differenzierung in die Tritiumfracht des Vorfluters und die Tritiummenge im Untergrund wurde erfolgreich durchgeführt. Die Simulation der Tritiumkonzentration im Abfluss ab 1953 war ebenso erfolgreich und zeigte eine sehr gute Übereinstimmung mit den ab 1978 gemessenen Konzentrationen. Eine vollständige Erklärung der Verweilzeiten steht noch aus. In diesem Zusammenhang muss auch die Beschreibung der Translations- und der Retensionswirkung im Untergrund weiterentwickelt werden.

Es gibt noch reichlich Methoden und weiterführende Ansätze zur Auswertung und Interpretation der vorliegenden Resultate. Eine vorläufige Version zur Bestimmung

des Tritiumrückhalts durch die Schneedecke auf der Basis täglicher Messwerte existiert bereits. Das Problem ist weniger die Einbindung in TRIBIL, als vielmehr die Aufarbeitung und Prüfung der Eingangsdaten. Es bietet sich an, die jahreszeitlichen Verläufe der Bilanzgrößen genauer zu untersuchen. Der Pardé-Koeffizient stellt dafür ein geeignetes Maß dar. Ein Vergleich der Koeffizienten des Gebietsniederschlags und der Tritiumbeaufschlagung durch den Niederschlag kann Abweichungen aufzeigen. Die Niederschlagsregime der untersuchten Gebiete wurden bereits ermittelt und der jahreszeitliche Einfluss beschrieben. Dies sollte auch für das Abflussregime vorgenommen werden. Analog zur Analyse des Niederschlags lassen sich die Pardé-Koeffizienten des Abflusses und der Tritiumfracht im Abfluss bestimmen und vergleichen. Weiterführend können dann Niederschlags - und Abflussregime sowohl der Wasserbilanz als auch der Tritiumbilanz in Bezug zueinander gesetzt und verglichen werden. Der Ursache der Verzerrung von Tritiumbeaufschlagung und Tritiummenge in der Verdunstung (siehe Kapitel 5.5) kann dadurch unter Umständen nachgegangen werden. Genauere Betrachtungen der monatlichen Bilanzen stehen ebenfalls noch aus. Die Veränderungen der Bilanzgrößen relativ zueinander während eines Jahres und hinsichtlich dem langjährigen Verhalten sollten weiter ausgeführt werden. Das gilt sowohl für die Wasser - als auch für die Tritiumbilanz.

TRIBIL ist für die Modellierung des gesamten Stromgebietes der Weser konzipiert. Die beiden untersuchten Quellgebiete sind weder von Emissionsquellen technogenem Tritiums noch von der Zu - bzw. Ableitung durch Kanäle beeinflusst. Unter diesen vereinfachten Bedingungen zeigen sich zumindestens für das Fulda-Einzugsgebiet sehr gute Ergebnisse. Ausgehend von dieser Tatsache können alle weiteren Berechnungen auch der anthropogen beeinflussten Regionen vorgenommen werden.

Literatur

- [1] ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (1996): Ökologische Gesamtplanung Weser - Grundlagen, Leitbilder und Entwicklungsziele für Weser, Fulda und Werra. DVWK.
- [2] BREMICKER, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 11, Freiburg.
- [3] DEMUTH, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 1, Freiburg.
- [4] DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land - und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238/1996, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft, Gas und Wasser GmbH, Bonn.
- [5] ESSER, N. (1980): Bombentritium - Zeitverhalten seit 1963 im Abfluss mitteleuropäischer Flüsse und kleinerer hydrologischer Systeme. Dissertation an der naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht Karls-Universität Heidelberg.
- [6] FACKEL, P. (1997): Regionalisierung von Parametern des Wasserhaushaltsmodells LARSIM. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg (unveröffentlicht).
- [7] GAT, J.R., W.G. MOOK & H.A.J. MEIJER (2000): Environmental isotopes in the hydrological cycle - atmospheric water. International hydrological Programme, IHP Technical Documents in Hydrology No. 39, Volume II, UNESCO/IAEA, Paris.
- [8] GERKEN, B. & M. SCHIRMER (1995): Die Weser: zur Situation von Strom und Landschaft und den Perspektiven ihrer Entwicklung. In: Limnologie aktuell, Band 6, Hrsg. G. Friedrich & R. Kinzelbach. G. Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- [9] HARMS, H. (1975): Deutschland. Harms Handbuch der Geographie, 26. Auflage, Paul List Verlag, München.
- [10] HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (*HAD*) (2000A): Atlastafel 2.5 „Mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe“, D. Richter & D. Schwanitz. Deutscher Wetterdienst, Berlin, Geschäftsfeld Hydrometeorologie.

-
- [11] HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (*HAD*) (2000B): Atlastafel 2.13 „Mittlere jährliche tatsächliche Verdunstungshöhe“, G. Glugla, P. Jankiewicz, C. Rachimow, K. Lojek & P. Krahe, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin / Koblenz. W. Neubert, A. Klämt, Deutscher Wetterdienst, Berlin, Geschäftsfeld Hydrometeorologie.
- [12] HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (*HAD*) (2000C): Atlastafel 1.5 „Lithologie“, P. Winter & A. Zitzmann, Bundesanstalt für Geowissenschaften, Hannover, Berlin.
- [13] HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (*HAD*) (2000D): Atlastafel 1.3 „Bodenübersicht“, A. Richter, G.H. Adler, J. Behrens & R. Hartwich, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Berlin.
- [14] HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (*HAD*) (2000E): Atlastafel 1.4 „Bodenbedeckung“, B. Mohaupt-Jahr, V. Mohaupt, Umweltbundesamt Berlin & A. Wirthmann, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- [15] IAEA (1968): Guidebook on Nuclear Techniques in Hydrology. Technical Report, Serie 91, Wien.
- [16] IAEA (1973): Environmental Isotope Data No. 4: World Survey of Isotope Concentration in Precipitation (1968 - 1969). Technical Report, Serie 147, Wien.
- [17] IAEA (1975): Environmental Isotope Data No. 5: World Survey of Isotope Concentration in Precipitation (1970 - 1971). Tech. Report, Serie 165, Wien.
- [18] KRAUSE, W.J. (1982): Tritiumbilanz deutscher Stromgebiete (1974 - 1980). Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 26. 1982, Heft 1/2.
- [19] KRAUSE, W.J. (1988A): Die Wasser- und Tritiumbilanz des Emsgebietes im Zeitraum 1951 - 1983. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- [20] KRAUSE, W.J. (1988B): Tritiumbilanz des Emsgebietes (1951 - 1983). Sonderdruck aus Gewässerkundlichen Mitteilungen 32. 1988, Heft 1/2 und Heft 3. Fachverband für Strahlenschutz e.V.
- [21] KRAUSE, W.J. (1989): The tritium balance of the Ems river basin. Proceedings of the 15th Regional Congress of IRPA Visby, Gotland, Sweden.
- [22] LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (1995): Physische Geographie Deutschlands. 2. Auflage, Justus Perthes Verlag Gotha GmbH.

-
- [23] MERLIVAT, L., J. JOUZEL, J. ROBERT & C. LORIUS (1977): Distribution of artificial tritium in firn samples from East Antarctica. In: Isotopes and Impurities in Snow and Ice, Proc. Grenoble Symposium Aug./Sept. 1975, I.A.H.S. Publ. 118.
- [24] MOOK, W.G. (2000): Environmental isotopes in the hydrological cycle - introduction. international hydrological Programme, IHP Technical Documents in Hydrology No. 39, Volume I, UNESCO/IAEA, Paris.
- [25] MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. Lehrbuch der Hydrologie, Band 8. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- [26] MUNTER, W. (1999): Lawinen 3 x 3 - entscheiden in kritischen Situationen. 2. Auflage, Edition VIVALPIN. Hrsg. Agentur Pohl & Schellhammer, Garmisch-Partenkirchen.
- [27] NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2000): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Weser- und Emsgebiet 1998. Hildesheim.
- [28] PLETSCH, A. (1989): Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West) III Hessen. Herausgegeben von Storkebaum, W., wiss. Länderkunde Band 8, Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.
- [29] REISEWITZ, R. (1998): Systemdokumentation für das Projekt Tritiumbilanz - Anwendungsbeispiel für Benutzer. Dok-Nr. xxx V 0.9, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Hürth.
- [30] REISEWITZ, R. (1996): Systemanforderungen für das Projekt Tritiumbilanz - Anhang Formelsammlung. Dok-Nr. SWE 1 F E 2.9, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Hürth.
- [31] RENGGER, M., O. STREBEL, K. O. MÜNNICH & C. SONNTAG (1977): Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, H. 19, Hannover.
- [32] ROZANSKI, K., K. FROELICH, W.G. MOOK, W. STICHLER (2000): Environmental isotopes in the hydrological cycle - surface water. international hydrological Programme, IHP Technical Documents in Hydrology No. 39, Volume III, UNESCO/IAEA, Paris.
- [33] SCHREIBER, P. (1996): Regionalisierung des Niedrigwassers mit statistischen Verfahren. Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 4, Freiburg.