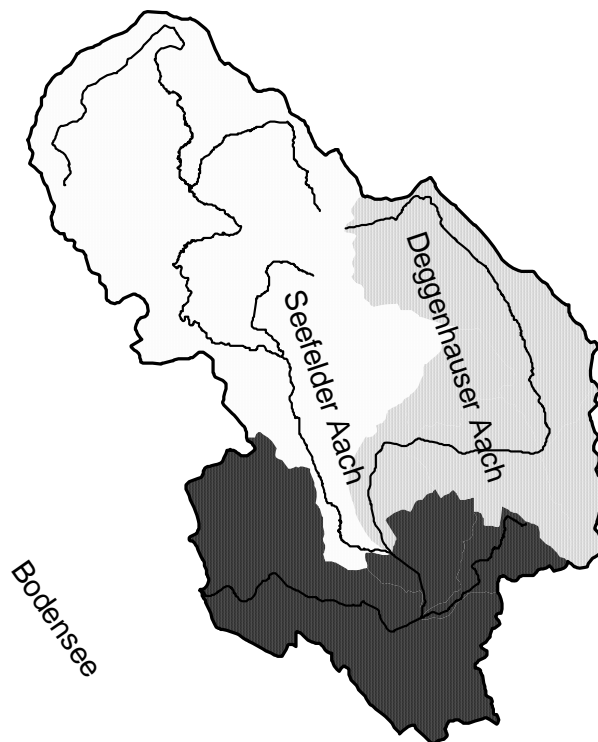


Institut für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Stefan Scheuer

LARSIM-Modell
ein Instrument der Flußgebietsplanung
eingesetzt am Beispiel der Seefelder Aach



Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Brüssel, August 1999

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

Stefan Scheuer

LARSIM-Modell
ein Instrument der Flußgebietsplanung
eingesetzt am Beispiel der Seefelder Aach

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Koreferent: PD Dr. S. Demuth

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Brüssel, August 1999

Vorwort und Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand durch die Verbindung meines Studiums am Institut für Hydrologie in Freiburg (IHF) mit meinen umweltpolitischen Aktivitäten in Brüssel bzw. Freiburg. Dabei halfen mir besonders die Arbeiten in der "Water Campaign" des Europäischen Umweltbüros und in dem "Arbeitskreis Wasser" des Bundesverbandes Bürgerinitiativen Umweltschutz, die mir die Bedeutung des "Transfers" von methodischen Ansätzen der Naturwissenschaft in die europäische Umweltpolitik, und umgekehrt, deutlich machten.

Ich möchte Herrn Prof. Dr. Christian Leibundgut vom Institut für Hydrologie Freiburg (IHF) dafür danken, daß er mir die Umsetzung dieser fruchtbaren Verbindung in eine "hydrologische" Diplomarbeit ermöglicht hat, in der Zusammenarbeit des IHF, mit dem Ingenieurbüro Dr. Ludwig in Karlsruhe und dem Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Gesamthochschule Kassel.

Weiter will ich Herrn Dr. Borchardt vom Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Gesamthochschule Kassel für die hilfreichen Gespräche und das Interesse an meiner Arbeit danken.

Besonders danken möchte ich Dr. Manfred Bremicker vom Ingenieurbüro Ludwig und Dipl.-Hydr. Alexander Hildebrand vom IHF für die optimale Betreuung der gesamten Arbeit und besonders die Hilfestellung bei der Anwendung von LARSIM. Die Übernahme des größten Teils des Modellaufbaus und der Datenaufbereitung durch das Ingenieurbüro Ludwig ermöglichten mir es in nur 6 Monaten neben der Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach wichtige Aspekte der Flußgebietsplanung zu behandeln und die Arbeit soweit voranzutreiben.

Brüssel, August 1999

Stefan Scheuer

Kontaktadresse des Autors

Stefan Scheuer 16 Av. Louis Bertrand B-1030 Brüssel Email: stefan.scheuer@skynet.be
--

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VII
Zusammenfassung	IX
Extended English Summary	XI
1 Einleitung	1
2 Flußgebietspläne und Bewertungsmethodik der ökologischen Qualität von Fließgewässern in der EG - Wasserrahmenrichtlinie	2
3 Problemstellung und Zielsetzung	5
4 Vorgehensweise	8
5 LARSIM - kurze Modellbeschreibung	9
6 Datengrundlage und Aufbau des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach.....	14
6.1 Datengrundlage und Gebietsbeschreibung	14
6.1.1 Wichtigste Gebietscharakteristiken	15
6.1.2 Gebietsbegehung am 04.05.1999	17
6.2 Aufbau des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach.....	21
6.2.1 Flächenaufteilung und Fließgewässernetzung.....	21
6.2.2 Parametrisierung der Landnutzung.....	23
6.2.3 Diskussion der Modelleignung für die Simulation von verschiedenen Landnutzungsvarianten.....	23
6.3 Hydrometeorologische Daten	24
6.3.1 Abfluß.....	25
6.3.2 Niederschlag	26
6.4 Fazit	28
7 Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach.....	29
7.1 Modellkalibrierung	29
7.1.1 Pegelkontrollbereich Neufrach - Deggenhauser Aach	30
7.1.2 Querschnitte durch das Hyperellipsoid der Zielfunktion	32
7.1.3 Beurteilung der Kalibrierung Deggenhauser Aach	34
7.1.4 Pegelkontrollbereich Uhldingen - Seefelder Aach	35
7.1.5 Allgemeine Überlegungen und Bewertung der Kalibrierung.....	36
7.1.6 Einfluß der Kläranlagenabläufe auf den Niedrigwasserabfluß	38
7.2 Modellvalidierung	39
7.2.1 Ergebnisse.....	39
7.2.2 Diskussion und Beurteilung der Validierung bezüglich des mittleren jährlichen Wasserhaushaltes.....	41
7.3 Fazit	44
8 Parameter der Abflußdynamik und Modellfehler	46

8.1 Einleitung	46
8.2 Autokorrelation	46
8.3 Parameter des IHA	47
8.4 Modellfehler und ihre Ursachen	52
8.5 Fazit.....	54
9 Landnutzung/Managementszenarien und Umweltqualitätsverhältnisse	55
9.1 Einleitung	55
9.2 Potentiell Natürlicher Zustand (PNZ)	55
9.2.1 Charakteristiken des PNZ und Modellaufbau	55
9.2.2 Veränderungen des Wasserhaushalts	57
9.2.3 Vergleich der Parameter der Abflußdynamik	59
9.3 Aufstellen von Umweltqualitätsverhältnissen (EQR).....	64
9.4 Fehlerbetrachtung und Plausibilität	67
9.5 Szenarien zur Abschätzung der Auswirkung von Flußgebiets-Managementmaßnahmen.....	68
9.6 Fazit.....	73
10 Modellbewertung und Empfehlungen.....	74
11 Schlußfolgerungen und Forschungsbedarf.....	77
Literaturverzeichnis	80
Anhang A	84
Verzeichnis der häufig verwendeten Abkürzungen und Symbole	84
Anhang B	85
Karte 1: Landnutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, Satellitenklassifizierung Landsat TM, 16 Klassen, Stand 1993, 30 m Raster	85
Karte 2: Höhen über NN im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, basierend auf der photogrammetrischen Luftbildauswertung, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, 30 m Raster	85
Karte 3: Nutzbare Feldkapazität im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, basierend auf Kartiereinheiten der BÜK 200, 9 Klassen, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg.....	85

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Bewertungsmethodik der ökologischen Qualität von Oberflächengewässern.....	4
Abb. 4.1: Vorgehensweise.....	8
Abb. 5.1: Modellschema des Programmes LARSIM (aus BREMICKER 1998).....	10
Abb. 5.2: Modell des Bodenspeichers (verändert aus FACKEL 1997).....	12
Abb. 5.3: Verlauf der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion für verschiedene Formparameter b (aus FACKEL 1997, 8)	12
Abb. 6.1: Abflußregime nach PARDE für Pegel Uhdlingen 1938-1997.....	16
Abb. 6.2: Einzugsgebiet der Seefelder Aach mit den wichtigsten Gewässernamen.....	20
Abb. 6.3: Rasterung und Fließgewässervernetzung des WHM Seefelder Aach.....	22
Abb. 6.4: Lage der im WHM Seefelder Aach verwendeten Niederschlagsstationen	24
Abb. 6.5: Lage der im WHM Seefelder Aach verwendeten Klimastationen	25
Abb. 6.6: Mittlere jährliche Niederschlagssummen für das Gebiet der Seefelder Aach von 01.01.1987 bis 31.12.1996.....	27
Abb. 7.1: Gemessene Abflußganglinie und berechnete Basis- (Q_{basis}), Zwischen- (Q_{zwischen}) und Gesamtabflußganglinie (Q_{ber}) 1989 für Pegel Neufrach nach dem sechsten Kalibrierungsdurchgang.....	31
Abb. 7.2: Gemessene Abflußganglinie und berechnete Basis- (Q_{basis}), Zwischen- (Q_{zwischen}) und Gesamtabflußganglinie (Q_{ber}) Pegel Neufrach 1989 für das kalibrierte WHM Deggenhauser Aach.....	32
Abb. 7.3: Konturlinien der \ln Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und β	32
Abb. 7.4: Konturlinien der \ln Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und b (BSF)	33
Abb. 7.5: Konturlinien der Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und b (BSF)	33
Abb. 7.6: Konturlinien der \ln Modelleffizienz im Parameterraum β und EQB	34
Abb. 7.7: Konturlinien der Modelleffizienz im Parameterraum β und EQB	34
Abb. 7.8: Gemessene und berechnet Abflußganglinie Pegel Uhdlingen 1989 für das kalibrierte WHM Seefelder Aach	36
Abb. 7.9: Werte der Modelleffizienz (Eff) und der logarithmierten Modelleffizienz ($\ln Eff$) von 16 Teileinzugsgebieten der Weser in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsfläche.....	37
Abb. 7.10: Werte der Modelleffizienz (Eff) und der logarithmierten Modelleffizienz ($\ln Eff$) von 41 Teileinzugsgebieten des Neckars in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsfläche.....	37
Abb. 7.11: Vergleich der Abflußmittelwerte, der 7 tägigen Mittelwerte des Niedrigwassers mit einer Wiederkehrzeit von 2 Jahren und der Kläranlagenabläufe für Pegel Neufrach und Uhdlingen.....	39
Abb. 7.12: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Neufrach bei der Validierung für 1995.....	40
Abb. 7.13: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Neufrach bei der Validierung für 1993.....	40

Abb. 7.14: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Uhldingen bei der Validierung für 1995	41
Abb. 7.15: Korrigierter Gebietsniederschlag (Gebiets-Nskorr), gemessener Abfluß (Qgem) und Abflußbeiwert (in %) Pegel Neufnach und Uhldingen für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum	42
Abb. 7.16: Interpolierte gemessene Niederschlagsverteilung der Seefelder Aach für den Kalibrierungs- und den Validierungszeitraum.....	43
Abb. 8.1: Abnahme der Autokorrelationskoeffizienten der gemessenen (Gem) und berechneten (Ber) Tagesabflüsse verschiedener Zeitabschnitte.....	47
Abb. 8.2: Mittlere monatlicher gemessene und berechnete Abflüsse für den Validierungs- und Kalibrierungszeitraum am Pegel Uhldingen	50
Abb. 8.3: Modellfehler und ihre Ursachen	53
Abb. 9.4: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) und Abfluß des berechneten PNZ und IST-Zustandes für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach	57
Abb. 9.5: Räumliche Verteilung der Differenzen der jährlichen mittleren Gesamtverdunstung des PNZ zu dem IST-Zustand für den Kalibrierungszeitraum.....	58
Abb. 9.6: Räumliche Verteilung der Differenzen der jährlichen mittleren Gesamtverdunstung des PNZ zu dem IST-Zustand für den Validierungszeitraum	58
Abb. 9.7: Mittlere monatliche Abflüsse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ für den Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996.....	59
Abb. 9.8: Mittlere jährliche ein-, sieben- und neunzig tägige Hochwasserereignisse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996.....	60
Abb. 9.9: Mittlere jährliche ein-, sieben- und neunzig tägige Niedrigwasserereignisse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996.....	61
Abb. 9.10: Mittlere Anzahl der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996.....	62
Abb. 9.11: Mittlere Dauer der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996	62
Abb. 9.12: Mittlere negativen und positiven Abflußänderungen aufeinanderfolgender Tage und mittlere Anzahl der Tage mit Abflußumkehr pro Jahr für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996..	63
Abb. 9.13: Autokorrelationskoeffizienten für bis zu 15 Verschiebungstage für den gemessenen (IST gem), berechneten IST-Zustand (IST ber), PNZ und dem berechneten IST-Zustand ohne Verzweigungen, Überleitungen und Hochwasserrückhaltebecken am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996	64
Abb. 9.14: Räumliche Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse der Verdunstung für den IST-Zustand für den Zeitraum 1988-1996	66
Abb. 9.15: Räumliche Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse des Abflusses für den IST-Zustand für den Zeitraum 1988-1996.....	67

Abb. 9.16: Räumliche Verteilung der Differenzen des Szenario 7 zu dem IST-Zustand der Umweltqualitätsverhältnisse der Verdunstung 1988-1996.....	72
Abb. 9.17: Räumliche Verteilung der Differenzen des Szenario 7 zu dem IST-Zustand der Umweltqualitätsverhältnisse des Abflusses 1988-1996.....	72

Tabellenverzeichnis

Tab. 6.1: Hydrometeorologische Datengrundlage.....	14
Tab. 6.2: Gebietsdatengrundlage.....	15
Tab. 6.3: Landnutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bis Mündung Bodensee in Prozent der Gesamtfläche (Landsat-Klassifizierung) 1993	17
Tab. 6.4: mittlere jährliche Niederschlagssummen ausgewählter Stationen von 01.01.1987 bis 31.12.1996.....	26
Tab. 7.1: Parameter für die Kalibrierung und ihre Bedeutung im Modell	30
Tab. 7.2: Optimierte Parameterwerte für die verschiedenen Kalibrierungsabschnitte.....	31
Tab. 7.3: Optimierte Parameter für den Pegelkontrollbereich Uhldingen.....	35
Tab. 7.4: Gütemaße des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach für die Validierungsperiode39	
Tab. 8.1: Parameter der INDICATORS OF HYDROLOGIC ALTERATION (IHA) Methode zur Charakterisierung des Abflußregimes (RICHTER et al. 1998, verändert in SCHNEIDER 1998). Mit dem Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach berechneten Parameter sind unterstrichen.	48
Tab. 8.2: Mittlere monatliche gemessene (MQ IST-gemessen) und berechnete (MQ IST-berechnet) Abflüsse am Pegel Uhldingen in m ³ /s für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum und deren Abweichung in Prozent.....	50
Tab. 8.3: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) Hoch- und Niedrigwasserkenngrößen in m ³ /s für die Kalibrierungs- (88-91) und Validierungsperiode (92-96) am Pegel Uhldingen und deren Abweichungen in Prozent.....	51
Tab. 8.4: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) Anzahl und Dauer der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) am Pegel Uhldingen für die Kalibrierungs- (88-91) und Validierungsperiode (92-96) und deren Abweichungen in %	51
Tab. 8.5: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) tägliche positive und negative Differenzen in m ³ /s und Anzahl der Vorzeichenwechsel für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum für die Seefelder Aach und deren Abweichung in Prozent	52
Tab. 9.1: Mittlere monatliche Abflüsse in m ³ /s für PNZ und den berechneten IST-Zustand für Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996.....	59
Tab. 9.2: Umweltqualitätsverhältnisse für den berechneten IST-Zustand Pegel Uhldingen 01.11.1987 bis 31.10.1987 ermittelt mit dem berechneten PNZ.....	66
Tab. 9.3: Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien anhand der Mittelwerte der EQR für den Zeitraum 1988-96. Die Werte der EQR der einzelnen Szenarien werden mit den Werten für den IST-Zustand verglichen (Veränd.)	71

Zusammenfassung

Mit dem Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Wasserrahmenrichtlinie¹ (WRR) in Europa sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, ganzheitliche, ökologisch orientierte und einzugsgebietsbezogene Bewirtschaftungsansätze bei der Flußgebietsplanung anzuwenden. Es soll unter anderem der Flickenteppich in der bestehenden europäischen Wassergesetzgebung vereinfacht und vereinheitlicht werden und ein "guter Zustand" aller Gewässer in Europa erreicht werden. Es sind große Anstrengungen der Politiker und der Wissenschaftler notwendig, um eine Umsetzung der Richtlinie auf nationaler Ebene, entsprechend den zum Teil hochgesteckten Zielen, zu ermöglichen. Daher werden eine Reihe von Pilotprojekten durchgeführt, die zum Ziel haben, die Vorgaben aus der Richtlinie beispielhaft umzusetzen, um Methoden und Strategien zu entwickeln. Eines dieser Projekte ist die Pilotstudie Seefelder Aach², für welches die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit einen Beitrag leisten sollen.

Aus hydrologischer Sicht ist die Bewertung der ökologischer Qualität, wie sie in der WRR und Hintergrundpapieren (NIXON ET AL. 1996) dargestellt wird, nicht erschöpfend. Um die flächenhafte Information des Einzugsgebiets besser in die ökologische Bewertung und in die Maßnahmenprogramme zu integrieren, sollte das bestehende Bewertungsverfahren um wichtige hydrologische Aspekte erweitert werden. Zur Zeit wird ein Bewertungsverfahren "Hydrologische Güte" am Institut für Hydrologie in Freiburg entwickelt, um den hydrologischen Aspekten in der Flußgebietsplanung eine größere Bedeutung beizumessen (LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999).

Eine Möglichkeit, um bei der Bewertung der ökologischen Qualität die räumlichen und hydrologischen Aspekte besser zu integrieren, ist die Verwendung von Wasserhaushaltsmodellen, die Abflußzeitreihen für verschiedene Landnutzungs- und Managementszenarien erzeugen. Die Berechnung des Abflusses bei einem Potentiell Natürlichen Zustand des Einzugsgebiets ist besonders wichtig, um ein Referenzsystem für die Bewertung zu schaffen.

Aus den Anforderungen der WRR ergeben sich im besonderen zwei Arbeitsbereiche, die den Einsatz von Wasserhaushaltsmodelle unumgänglich machen:

1. Aufstellen einer hydrologischen Güte und Bewertung des Einflusses menschlicher Aktivitäten
2. Entscheidungshilfe für Maßnahmenprogramme und Erfolgskontrolle

Die vorliegende Arbeit benutzt das Programmsystem LARSIM, um ein Wasserhaushaltsmodell für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach aufzustellen und zu prüfen, ob es für die Bearbeitung der oben genannten Aufgaben geeignet ist.

Das konzeptionelle Wasserhaushaltsmodell LARSIM, das von BREMICKER 1998 entwickelt wurde, weist einige Merkmale auf, die es als Instrument für die Flußgebietsplanung interessant machen. Diese Merkmale sind unter anderen: schneller Modellaufbau, Kalibrierung nur weniger Modellparameter, durchschaubare Konzeption, detaillierte Ermittlung der Verdunstung und der Translation/Retention im Gerinne, geringer und global verfügbarer Datenbedarf.

Die meisten gestellten Anforderungen können vom Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach erfüllt werden. Probleme gibt es bei der Genauigkeit der Berechnung der Gesamtwasserbilanz. Das Hauptproblem scheint dabei in der Qualität der Modelleingabedaten zu liegen, besonders der Niederschlagsdaten.

¹ Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

² Hochschule Kassel, im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg

Die Parameter der Index of Hydrologic Alteration (IHA) Methode (RICHTER ET AL. 1999) und die Autokorrelationskoeffizienten (KIRCHNER 1986), die zur Beschreibung der Abflußdynamik verwendet werden, haben sich als sehr nützlich für die Modellvalidierung erwiesen und die wahrscheinlichen Ursachen für die Modellfehler können bestimmt werden. Eine neue "spezifische Modellkalibrierung" anhand dieser Parameter wird vorgeschlagen.

Die Charakteristiken des Potentiell Natürlichen Zustands können gut im Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach dargestellt werden. Hauptproblem bei der modellhaften Darstellung des Potentiell Natürlichen Zustands ist die Änderungen der bodenphysikalischen Parameter bei Änderung der Landnutzung. Dazu sind operationell anwendbare Regionalisierungsverfahren, die mit leichten zugänglichen Daten arbeiten können, notwendig. Untersuchungen haben schon Ergebnisse gebracht und gezeigt, daß diese Verfahren einen gangbaren Weg für LARSIM darstellen (FACKEL 1997).

Für die Aufstellung einer hydrologischen Bewertung und für die Analyse der Auswirkungen menschlichen Aktivitäten im Einzugsgebiet werden in Anlehnung an das Konzept der Umweltqualitätsverhältnisse (EQR), wie sie für biologische und chemische Parameter eingesetzt werden, der Potentiell Natürliche Zustand mit dem modellierten aktuellen Zustand verglichen. Dies scheint ein geeignete Methodik zu sein, um hydrologische Aspekte besser in eine ökologische Bewertung zu integrieren. Diese EQRs erweisen sich als sehr nützlich, um die Auswirkung menschlicher Aktivitäten und Managementmaßnahmen auf den Wasserhaushalt und die Abflußdynamik zu analysieren.

Ein anderes wichtiges Ergebnis der Modellkalkulation ist die Vorhersage der Wasserhaushaltskomponenten Abfluß und Verdunstung, in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Dies ist eine sehr nützliche Information für die Bilanzierung von Stoffströmen und für die nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung.

Trotz der zahllosen Probleme die konzeptionelle Wasserhaushaltsmodelle im allgemeinen aufweisen, gibt es zur Zeit keine besseren Werkzeuge. Die Forderung nach detaillierten Modellen, mit ihrem unersättlichen Bedarf an Daten, ist aus Forschungsgründen verständlich aber nicht realistisch für einen umfassenden Einsatz. Bei einer verstärkten operationellen Modellanwendung, wie für die Flußgebietsplanung der WRR, kann davon ausgegangen werden, daß in kurzer Zeit mit steigender Erfahrung in der Modellanwendung Lösungen für die auftretenden Probleme gefunden werden.

Schlüsselworte

Wasserrahmenrichtlinie

Ökologische Fließgewässerbewertung

Flußgebietsplanung

Hydrologische Güte

LARSIM

Wasserhaushaltsmodell

Potentiell Natürlicher Zustand

Potentiell Natürliche Abflußdynamik

Umweltqualitätsverhältnis

Kalibrierung

Extended English Summary

With the proposal for a “Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy” in Europe (Water Framework Directive WFD) Member States are obliged to draw up comprehensive River Basin Management Plans. This proposal is supposed to simplify and unify the patchwork of existing European environmental water legislation and implement an ecological quality in order to tackle a wider range of problems and to achieve an overall “good status” of waters in Europe.

Big efforts have to be undertaken by the responsible politicians and scientists for the successful implementation of the Directive and to reach the ambitious objectives laid down in the Directive. A couple of pilot studies are therefore carried out to improve specific methods. One of the pilot studies is the “Seefelder Aach” project undertaken by Hochschule Kassel on behalf of the Ministry of Environment and Transport Baden-Württemberg, Germany. This project aims to realise the holistic, ecological and river basin orientated management approach of the WFD. The work in hand wants to make a contribution to this project.

This river basin management will need water balance models, which are able to reproduce sufficiently the actual status and generate reliable runoff time series as well as the general water balance for different land usage and management scenarios.

From a hydrological and a holistic point of view the classification of ecological quality presented in the WFD is not treated exhaustively. To better include the areal information of the river basin a more integrated approach is needed. This also picks up the thread of “Integration of environmental politics in other areas of policy”, which is demanded in the 5th Environmental Action Programme and which obviously meets with opposition from the policies in question.

A Hydrological Assessment procedure is being developed at the Institute of Hydrology in Freiburg to emphasize hydrological aspects in river basin planning (LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999). At the moment the parameters of the Index of Hydrologic Alteration (IHA) method (RICHTER 1999) are used to characterize the hydrological behaviour in ecologically meaningful terms.

One way to better integrate spatial information in the assessment of ecological quality is the use of water balance models to predict the runoff for different areal boundary conditions. In particular the prediction of the runoff of a *potential natural status*³ of a basin is important to create a reference system for the assessment. It is not expected that a sufficient number of basins with a status close to a *potential natural status* will be found, since most of the waters in Europe are heavily modified.

Two main areas of interest for the use of water balance models within the river basin plans are focused upon:

1. To set up a hydrological assessment and evaluation of the impact of human activities
2. To assist decision making concerning relevant measures and the control of success in achieving the objectives

The research in hand uses the program LARSIM (Large Area Runoff Simulation) to set up a water balance model for the river basin “Seefelder Aach” in South West Germany. This model is being tested as to whether it can be used for the above named fields of interest.

The conceptual water balance model LARSIM, which was developed by BREMICKER 1998 as part of a linked Atmosphere-Hydrology model for the Baltic Sea experiment BALTEX, has

³Translated from German: “Potentiell Natürlicher Zustand” a definition given by Länder Arbeitskreis Wasser LAWA, which is similar to the definition of “high quality” given in the WFD

shown some features, which make it an interesting tool for the requested tasks. These features contain among others: a quick model composition, calibration is necessary only for few model parameters, a simple model concept, a detailed approach for the calculation of the evaporation and the translation/retention in the river channel, easy and global accessible model data.

For the first time LARSIM is specifically tested for a small basin ($< 300 \text{ km}^2$), which could be in the range of the area, which is expected to be used for the river basin management plans ($< 1000 \text{ km}^2$, DIRKSEN 1999).

The main demands stated for the model can be fulfilled, except the accuracy of the calculation of the general water balance. There seems to be a major problem with the input data, especially with the precipitation data. The size of the investigation area is related to the input data quality. The bigger the research area the more rain gauges are normally available, and so the precipitation of the basin is better spatially characterized. It is therefore assumed that under the same overall conditions the water balance model for a basin with e.g. 1000 km^2 would show better results. Further research is needed to clarify this problem.

The parameter of the IHA method and the coefficients of autocorrelation, which are used to characterize the runoff dynamics have also proven to be very useful for the validation of the model. The reason for the model problems can be identified. Particular the coefficients of autocorrelation characterize a broad spectrum of basin specific water storage characteristics. A new "specific calibration" is proposed by using a IHA parameter or coefficient of autocorrelation to adjust a specific model parameter.

The *potential natural status* can be well depicted in the water balance model Seefelder Aach due to the physical based conceptualization of the model. Potential natural vegetation, lengthening of river courses and absent hydraulic engineering measures are assumed to be the main characteristics of the *potential natural status* of the basin.

A main problem for describing the *potential natural status* are the changes of the physical soil parameters, which are the result of the change of land cover. Operational regionalization methods which can work with easy accessible data are necessary. Some studies have already produced results and have shown that the soil model concept in LARSIM is physically realistic (FACKEL 1997).

For the set up of a hydrological assessment and to evaluate the impact of human activities the natural potential water balance and runoff parameters⁴ are compared with the ones calculated with the model for the actual status of the basin. For the comparison the concept of Environmental Quality Ratio (EQR) is used (NIXON ET AL 1996 and WFD, Annex V). It seems to be appropriate to transfer this methodology to the parameters of the water balance and to the parameters of the runoff dynamics to better integrate hydrological aspects into the quality assessments already applied. These EQRs have proven to be very useful to analyze the human impact on the water balance and runoff dynamics.

The same methodology is also used to characterize the changes resulting from different management measures and the magnitude of improvement of the hydrological situation towards a *potential natural status* can be analyzed.

Another important result of the model calculation is the prediction of the water balance components: runoff and evaporation, in a high spatial and temporal resolution. This can be very useful information for the balance of the mass transport of substances, and for the sustainable management of groundwater resources. For the latter one, a calibration with in

⁴ Parameters of the IHA method and the coefficients of autocorrelation

situ measurements of the vertical water flow in the soil is necessary, since the calculated runoff distribution in the soil is subject to system and calibration errors.

This study could also make some recommendations for the further development of LARSIM, in order to make it a useful tool for the river basin plans.

Despite of the countless problems these conceptual water balance models have in general, it is assumed that there are no better tools available at the moment. The demand for more physical detailed models with their insatiable need for data is understandable for research reasons but not practicable for a widespread use.

A wider application of simple conceptual models like LARSIM will lead quickly to practical solutions and sound results.

Key Words

Water Framework Directive

Ecological Quality

River Basin Management

Hydrological Assessment Procedure

LARSIM

Water Balance Model

Potential Natural Status

Potential Natural Runoff Dynamic

Environmental Quality Ratio

Calibration

1 Einleitung

Der Gewässerschutz hat sich seit den siebziger Jahren weitestgehend verändert. Bis dahin dominierte die Betrachtung der Gewässerbelastung mit leicht abbaubaren Stoffen, dafür war eine Bewertung nach dem Saprobiensystem ausreichend (DIN 38 410). Es entstand zur Bekämpfung dieser Gewässerbelastung ein umfassendes Regelwerk und zum Beispiel mit dem Anschluß der meisten Gemeinden an Kläranlagen entsprechend der Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21.5.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser konnte eine wirksame Verringerung dieser Belastung erreicht werden (EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR 1999).

Seither treten neue Verschmutzungsproblematiken und Belastungen der Gewässer in das Bewußtsein der Öffentlichkeit. Im wesentlichen sind das morphologische Denaturierung, Versauerung und Eutrophierung der Gewässer, und es wurde die Entwicklung neuer Bewertungsansätze erforderlich. Es entstanden Strukturgütebewertungen, Methoden zur Beschreibung des Säurestatus und Klassifikationen der Eutrophierung anhand des Chlorophyllgehaltes (FRIEDRICH 1997). Dabei wurden Umweltqualitätsstandards für die physikalisch-chemischen Gewässereigenschaften entwickelt. Leitbilder und Entwicklungskonzepte entstanden, um die neuen Bewertungsansätze umzusetzen.

Teilweise wurden diese neuen Problematiken in einzelnen Richtlinien der EU aufgegriffen. Ein Beispiel sei die Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Die meisten Mitgliedstaaten konnte keine erfolgreiche Umsetzung dieser Richtlinie aufweisen und die Begrenztheit dieser Einzelkonzepte ist offensichtlich (EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF 1998).

Ein weiteres Problem ist nach dem Bericht der EUROPÄISCHEN UMWELTAGENTUR 1999 die Zunahme des Flächenverbrauchs in Europa für Siedlungen (5 % jährlich) und für Verkehr (12.000 km neue Autobahnen sind für die nächsten 10 Jahre geplant), von der die Flußgebietsplanung besonders betroffen sein wird.

Nun liegt dem Europäischen Parlament in zweiter Lesung ein Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik ("Wasserrahmenrichtlinie" WRR, KOM(97)49) vor. Diese Richtlinie versucht unter anderem den Flickenteppich in der europäischen Gesetzgebung zum Gewässerschutz zu vereinfachen bzw. zu vereinheitlichen und einen umfassenden Gewässerschutz unter Einbeziehung aller bekannter Aspekte zu ermöglichen. Es werden dabei einzugsgebietsbezogene Bewirtschaftungspläne und eine integrierte Gewässerbewertung zum europaweiten Standard erhoben.

Dieser neue Richtlinienvorschlag stößt mit seinem umfassenden Anspruch notwendigerweise auf den Widerstand unterschiedlicher Interessensgruppen und verlangt große Anstrengungen der Politiker und Wissenschaftler in den Mitgliedsstaaten, um eine Umsetzung der Richtlinie auf nationaler Ebene, entsprechend den zum Teil hochgesteckten Zielen, zu ermöglichen.

Dazu gehört auch das Modellprojekt Seefelder Aach, das die Gesamthochschule Kassel im Auftrag des baden-württembergischen Ministeriums für Umwelt und Verkehr durchführt. Es soll der ganzheitliche, ökologisch orientierte und einzugsgebietsbezogene Bewirtschaftungsansatz, wie künftig die Wasserrahmenrichtlinie vorgibt, modellhaft angewandt werden.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zu dem Modellprojekt Seefelder Aach und darüber hinaus leisten. Es wird versucht hydrologische Aspekte verstärkt in der vorgeschlagenen Bewertungsmethodik und in den Flußgebietsplänen zu integrieren, um vor allem die Auswirkung flächenhafter Vorgänge und Prozesse auf die Fließgewässer bei der Planung zu berücksichtigen. Dabei wird das Programm LARSIM verwendet, um für die Seefelder Aach

ein Wasserhaushaltsmodell aufzustellen, welches als Instrument der Flußgebietsplanung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie getestet wird.

2 Flußgebietspläne und Bewertungsmethodik der ökologischen Qualität von Fließgewässern in der EG - Wasserrahmenrichtlinie

Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRR "Wasserrahmenrichtlinie" WRR) fordert Bewirtschaftungspläne (WRR, Art. 16), die auf Flußgebieten / Einzugsgebieten basieren. Die Bewirtschaftungspläne sollen für Einzugsgebiet kleiner 1000 km² aufgestellt werden (Dirksen 1999). Es werden ausführliche Beschreibungen der hydrographischen Faktoren (WRR, Art. 5) gefordert. Es müssen die Maßnahmen zum Erreichen der Umweltziele beschrieben und festgelegt (WRR, Art. 3) und eine Analyse des Einflusses der menschlichen Aktivitäten auf die Hydrologie im Flußgebiet (WRR, Art. 6) durchgeführt werden und es wird verlangt, daß Maßnahmenprogramme zum Erreichen der Umweltziele aufgestellt werden. Im Bereich der Grundwassernutzung wird z.B. die Gewährleistung eines Gleichgewichts zwischen Grundwasserentnahme und -neubildung vorgeschrieben. Im Bereich der oberirdischen Gewässer soll ein "guter Zustand" erreicht werden.

Anhang V der WRR beschreibt normativ den guten Zustand für die hydromorphologischen, chemischen und biologischen Elemente der Gewässergüte und gibt eine Bewertungsmethodik vor. So soll z.B. das hydrologische Regime für den "sehr guten Zustand" fast vollständig die typenspezifischen natürlichen Verhältnisse widerspiegeln. Der "gute Zustand" ist dann entweder eine bestimmte Abweichung vom "sehr guten Zustand" oder "so, daß das typenspezifische Auftreten von biologischen Gemeinschaften möglich ist". Die vorgeschlagene Methodik sieht dabei vor, die Gewässer in Typen einzuteilen und Referenzen für die biologischen Elemente aufzustellen, die den "sehr guten Zustand" widerspiegeln. Der "sehr gute Zustand" entspricht dabei in etwa dem in Deutschland gebräuchlichen "potentiellen natürlichen Zustand", wie er vom DVWK (Deutscher Verband für Wasser- und Kulturbau) und der LAWA (Länder Arbeitskreis Wasser) verwendet wird (zitiert in FRIEDRICH 1997 und SCHUHMACHER et al. 1997).

Für die Entscheidung, ob nun ein Gewässer dem "sehr guten Zustand" entspricht, wird im Memorandum des Anhangs V der WRR erwähnt (WRR, Anhang V 14.), daß die hydromorphologischen Faktoren und damit auch das hydrologische Regime entscheidend sein werden. Daraus wird klar, daß für die Aufstellung der Bewirtschaftungspläne die Verwendung von Wasserhaushaltsmodellen nützlich sein wird, aber auch besondere Anforderungen an diese stellen wird.

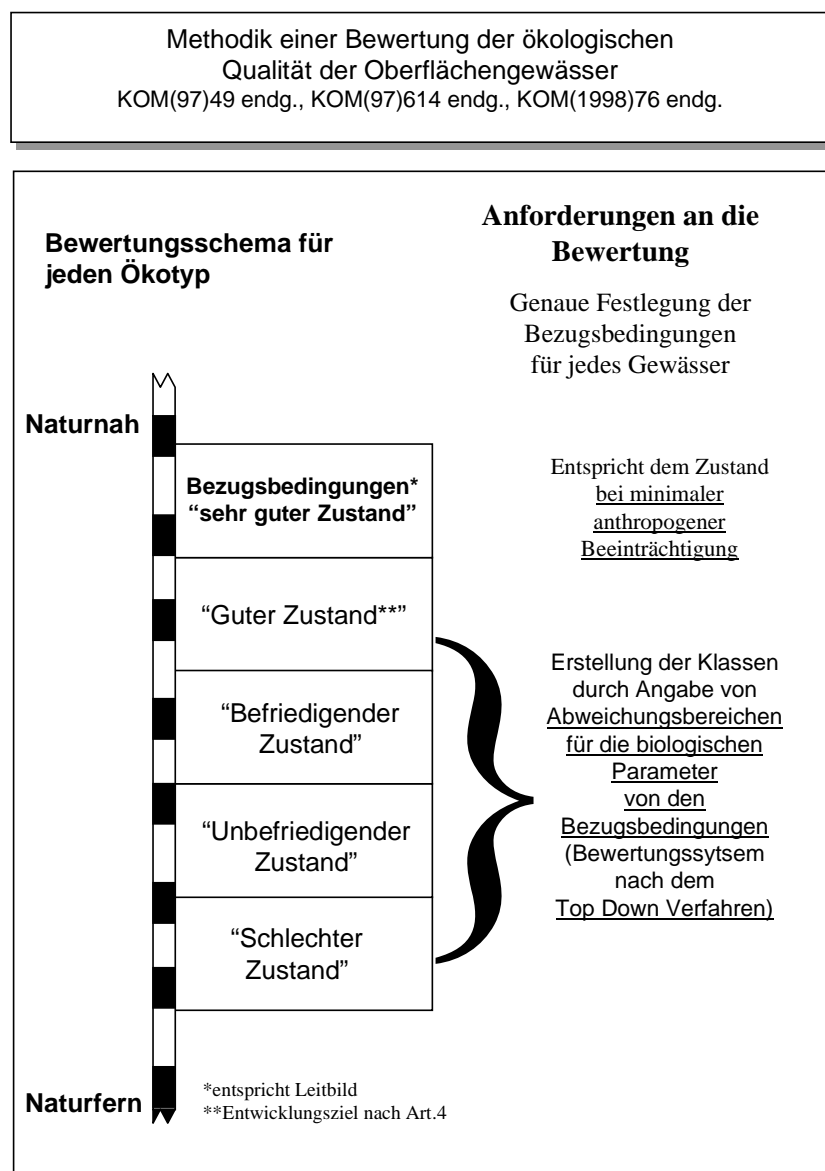
Es ist ein wichtiger Punkt für die verbesserte Einbindung hydrologischer Aspekte in die ökologische Fließgewässerbewertung, eine hydrologische Bewertungsmethodik anzuwenden, die mit den bestehenden Methodiken für die biologischen und chemischen Aspekte kompatibel und ergänzend ist.

Das von der WRR vorgeschlagene Bewertungsverfahren folgt dem Top-Down Verfahren (FRIEDRICH 1997). Dabei werden vor allem mittlere und kleine Fließgewässer anhand ihrer komplexen Biozönosen und morphologischen Erscheinungsform typisiert. Die Haupttypisierungskriterien sind Höhenlage, Längszonierung und geologische Aspekte. In der Wasserrahmenrichtlinie (Anhang V 1.1.3) werden für die Typologisierung zwei Systeme zugelassen und es findet eine Einteilung in Ökotypen statt:

System A: Bestimmung der Ökotypen über die biologischen Parameter (Ökoregionen nach Illies 1978) unterstützt durch die abiotischen Parameter

System B: Bestimmung der Ökotypen über die abiotischen Parameter

Für jeden Ökotyp werden dann Bezugsbedingungen für einen “sehr guten Zustand” aufgestellt. Diese Bezugsbedingungen sind die biologischen Referenzwerte. Dafür ist die Auswahl ungestörter Gewässerstrecken notwendig. Das wichtigste Kriterium der Auswahl ist, daß die hydromorphologischen Eigenschaften minimal anthropogen verändert sind (WRR, Anhang V Memorandum 14). Die weiteren Güteklassen werden dann durch die Abweichungsbereiche der biologischen Parameter festgelegt. Dafür wird die Aufstellung von Umweltqualitätsverhältnissen⁵ (EQR) vorgeschlagen (NIXON ET AL. 1996 und WRR, Anhang V). Diese Verhältniszahlen sind einheitslose Größen zwischen 0 und 1, die den Grad der Abweichung des IST-Zustandes vom “sehr guten Zustand” angeben. Das Umweltqualitätsverhältnis kann dann verwendet werden, um Klassengrenzen quantitativ zu definieren, die in ein beliebiges Bewertungssystem übersetzt werden können. Für die Gewährleistung eines einheitlichen Bewertungssystems in der Europäischen Union wird ein Interkalibrierungsverfahren vorgeschlagen, bei dem Anpassungsfaktoren für die Übertragung der einzelnen Umweltqualitätsverhältnisse in ein Bewertungssystem aufgestellt werden (WRR, Anhang V 1.1.6.2).



⁵ Von engl. Environmental Quality Ratio (EQR)

Abbildung 2.1: Bewertungsmethodik der ökologischen Qualität von Oberflächengewässern.

3 Problemstellung und Zielsetzung

Die Wasserhaushaltsmodelle, die als operationelle Instrumente für die Bewirtschaftungspläne der WRR eingesetzt werden, müssen bestimmten spezifischen Anforderungen gerecht werden.

Es wird angenommen, daß die hydromorphologischen Elemente eine wesentliche Grundlage für die chemische und biologische Güte sind (BORCHARDT 1996 und SCHUHMACHER ET AL. 1997). Damit ist offensichtlich, daß eine Verknüpfung der punkt- und linienförmigen Untersuchung und Maßnahmen zur Verbesserung des chemischen und biologischen Zustandes mit der Fläche des Einzugsgebietes stattfinden muß. Dafür wird zur Zeit ein Bewertungsverfahren "Hydrologische Güte" formuliert (LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999). Die Hydrologische Güte stellt dabei den Oberbau des integralen Bewertungsverfahrens dar und sichert die integrale Betrachtung auf Einzugsgebietsebene. Eine Möglichkeit für die Durchführung dieses Bewertungsverfahrens bietet die hydrologische Modellierung. Doch die Modelle, welche die abflußbildenden Prozesse genau erfassen, bedürfen normalerweise aufwendiger Datensätze. Diese Daten sind im Rahmen einer europaweit anzuwendenden Richtlinie nicht finanzierbar und es müssen vereinfachte Systemvorstellungen angewendet werden, die trotzdem die wichtigen Prozesse ausreichend gut beschreiben und mit bestehenden, leicht verfügbaren Daten arbeiten können. LARSIM wurde unter anderem für diese Aspekte entwickelt (BREMICKER 1998).

Aus den Anforderungen der WRR ergeben sich im besonderen zwei mögliche Arbeitsbereiche für Wasserhaushaltsmodelle in der Flußgebietsplanung:

1. Aufstellen einer hydrologischen Güte und Bewertung des Einflusses menschlicher Aktivitäten
2. Entscheidungshilfe für Maßnahmenprogramme und Erfolgskontrolle

Zu 1.: Wie in Kapitel 2 erwähnt beschreibt Anhang V der WRR eine Bewertungsmethodik, die auf einem Referenzsystem basiert. Dies Referenz ist dabei der "sehr gute Zustand" bzw. ein "Potentiell Natürlicher Zustand". Da in Deutschland, aber auch in den meisten Ländern der Europäischen Union, bis zu 90% der Fließgewässer schwer anthropogen verändert sind (SCHUHMACHER ET AL. 1997), kann nicht erwartet werden, daß potentiell natürliche Einzugsgebiet für alle Gewässertypen zu finden sind. Eine Möglichkeit, entsprechende hydrologische Referenzwerte festzulegen, besteht in der Verwendung von Wasserhaushaltsmodellen zur Simulation des Abflusses.

Anhand des Vergleichs der Parameter der hydrologischen Güte des IST-Zustandes mit dem Potentiell Natürlichen Zustand kann der Einfluß der menschlichen Aktivitäten im Einzugsgebiet auf den Wasserhaushalt und die Abflußdynamik analysiert werden.

Es zeigt sich, daß eine ganzheitliche Fließgewässerbewertung nur dann erfolgreich sein kann, wenn sämtlich Aspekte der Abflußdynamik erfaßt und quantifiziert werden (SPARKS 1992 und RICHTER 1999). Dafür müssen Bewertungssysteme bereitgestellt werden, die eine Verknüpfung mit den bestehenden Bewertungssystemen der biologischen und chemischen Güte erlauben.

Zu 2.: Es sollte eine Analyse der Abflußdynamik und Wasserhaushaltselemente für verschiedene Managementszenarien möglich sein. Dabei geht es vor allem um Maßnahmen, welche die Fläche des Einzugsgebietes, also etwa die Flächennutzung, betreffen und weniger um Maßnahmen, die sich auf den Flußschlauch beziehen (also eher lineare Maßnahmen). Bei der Lösung der vielfältigen Probleme des Gewässerzustandes wird es eine der entscheidenden Aufgaben sein, die Orte zu identifizieren, die bei der

Entstehung der Probleme den großen Anteil haben. Dafür stehen bis heute operationelle Instrumente nur unzureichend zur Verfügung.

“Es gilt, daß die von einem Modell erwarteten Aussagen nicht über das in sie übertragene Wissen hinausgehen können. Daher ist auch nicht für jede Entwicklungsmaßnahme im Gewässer oder Einzugsgebiet eine Modellbetrachtung notwendig..... Wenn allerdings quantitative Analysen oder vergleichende Betrachtungen verschiedener möglicher Entwicklungen notwendig sind, stellen sie wichtige Entscheidungshilfen dar.” (DVWK 1996a, 106). Wenn die Komplexität der Zusammenhänge ein gewisse Maß überschreitet kann auf Modellbetrachtungen nicht verzichtet werden. Daher wird für die Verwendung von Wasserhaushalt- und Abflußmodellen weiter erwähnt, daß “bei Maßnahmen mit regionaler Bedeutung (> 100 km²) die Abschätzungen nicht mehr allein mit statistischen Analysen (und deren räumlichen Übertragung) und hydraulischen Berechnungen durchzuführen sind, sondern hydraulische Modelle und Abflußmodelle eingesetzt werden sollen.” (DVWK 1996a, 107).

Daher wird für diesen Arbeitsbereich der Einsatz von Wasserhaushalts bzw. Abflußmodellen zu Beurteilung von Maßnahmenzenarien und zur Ableitung von Handlungsstrategien eine wichtige Rolle spielen. Die beweist auch der erfolgreiche Einsatz von entsprechenden Simulationsmodellen in der bisherigen Flußgebietsplanung (GERLINGER & LUDWIG 1998, 130-131).

Aus den formulierten Arbeitsbereichen “Aufstellen einer hydrologischen Güte und Bewertung des Einflusses menschlicher Aktivitäten” und “Entscheidungshilfe für Maßnahmenprogramme und Erfolgskontrolle”, die sich aus den Anforderungen der Bewirtschaftungspläne der WRR ergeben, können folgende Anforderungen an das Modell zusammengefaßt werden:

1. Das Modell muß schnell aufzustellen und einfach bedienbar sein, um für die große zu erwartende Anzahl von Bewirtschaftungsplänen einsetzbar zu sein. Es sollte mit Datensätzen aus den bereits bestehenden Meßnetzen in Deutschland arbeiten können.
2. Es muß die Abflußdynamik ausreichend genau für Einzugsgebiete kleiner 1000 km² vorhersagen können, und dabei sowohl Niedrigwasser als auch mittlere Hochwasserereignisse gut erfassen können, um sowohl in Verbindung mit der ökologisch notwendigen Mindestwasserführung als auch mit Anforderungen an gerinnebildende Abflüsse Ergebnisse liefern zu können.
3. Der konzeptionelle Aufbau des Modells sollte es erlauben die Abflußbildungsprozesse soweit abzubilden, daß die entscheidenden Faktoren der Fläche im kausalen Zusammenhang mit der Abflußdynamik stehen und plausible Szenarien berechnet werden können.
4. Die einzelnen Wasserhaushaltselemente müssen räumlich und zeitlich ausreichend genau berechnet werden, damit die Entscheidungsgrundlagen für eine nachhaltige quantitative Bewirtschaftung im Sinne der WRR vorliegen.
5. Es soll eine Bewertung des Einflusses der menschlichen Aktivitäten auf die Hydrologie im Flußgebiet ermöglichen und einen Oberbau zur Bewertung der ökologischen Qualität der Fließgewässer darstellen.
6. Es soll Entscheidungsgrundlagen für Maßnahmen zum Erreichen der Ziele der WRR liefern und den Erfolg durchgeführter Maßnahmen kontrollieren können.

Aus diesen Anforderungen an das Modell LARSIM ergeben sich die Ziele der Diplomarbeit. Es soll in dieser Arbeit dabei der Frage nachgegangen werden, ob das Modell die geforderte “integrierende” Leistung vollbringen kann und ob die Anwendung des induktiven Konzeptes bei der integralen Bewertungsmethodik unter Verwendung von LARSIM begründet ist.

Dabei wird besonders wichtig sein, ob sich plausibel der Wasserhaushalt bei einer veränderten Flächennutzung im Einzugsgebiet berechnen läßt und ob eine “potentiell natürliche” Abflußdynamik generiert werden kann.

4 Vorgehensweise

Im ersten Arbeitsschritt wird das Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach aufgestellt. Es kann dabei auf Erfahrungen mit dem Modell LARSIM bei der Modellierung des Wasserhaushaltes von den Einzugsgebieten Ostsee, Weser und Neckar zurückgegriffen werden (BREMICKER 1998 und LUDWIG 1999). Das Untersuchungsgebiet Seefelder Aach ist um den Faktor 200 bis 900 kleiner als die Weser-, Ostsee- und Neckar - Einzugsgebiete. Daher soll eine kleinere Rasterung von 1 km², wie bei dem Wasserhaushaltsmodell Neckar oder ev. kleiner, verwendet werden. Es werden im besonderen die Fragestellungen der Rastergröße und der Eingangsdaten zu bearbeiten sein.

Im zweiten Schritt werden aussagekräftige hydrologische Parameter, zum Vergleich der erzeugten Abflußzeitreihen mit den gemessenen, aufgestellt und Modellfehler untersucht. Für den Potentiell Natürlichen Zustand werden Zeitreihen des Abflusses erzeugt und mit den hydrologischen Parametern charakterisiert, um die Grundlage für eine Bewertung der Abflußdynamik und des Wasserhaushalts der Seefelder Aach zu erhalten. Dafür soll das vorgeschlagene Bewertungsverfahren der ökologischen Fließgewässerqualität in der WRR auf ausgewählte hydrologische Parameter angewendet und die Umweltqualitätsverhältnisse erstellt werden. Für verschiedene Managementmaßnahmen werden die hydrologischen Parameter aufgestellt und anhand ihrer EQRs bewertet. Die generierten Abflußzeitreihen für die verschiedenen Szenarien werden im Rahmen dieser Arbeit anhand der bestehenden hydrologische Thesen auf ihre Plausibilität geprüft werden.

Im dritten Abschnitt wird das Modell LARSIM bezüglich seiner Eignung als operationelles Instrument für die Flußgebietsplanung bewertet und auf erforderliche Verbesserungen und Weiterentwicklungen hingewiesen.

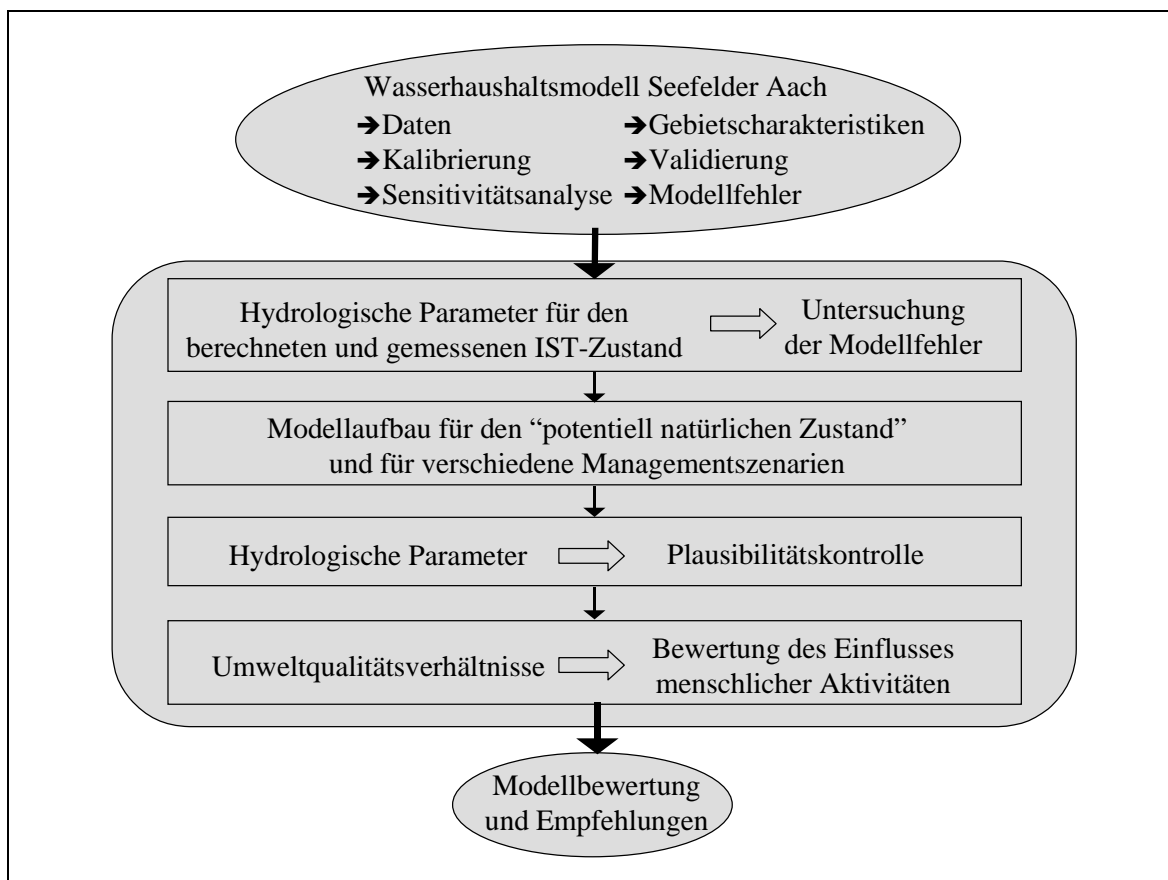


Abbildung 4.1: Vorgehensweise

5 LARSIM - kurze Modellbeschreibung

Die Entwicklung des Modells LARSIM (Large Area Runoff Simulation) wurde durch bestimmte Ansprüche an ein mesoskaliges Wasserhaushaltsmodell angeregt, die nicht von anderen untersuchten existierenden Modellen erfüllt werden konnten. Diese Ansprüche resultieren einerseits aus den Anforderungen aus der Klimaforschung und den dort verwendeten Klimamodellen und andererseits aus der Überlegung die räumliche Auflösung einfach zu erhaltender Daten vollständig auszunutzen (BREMICKER 1998).

Die Ansprüche aus der Klimamodellierung sind vor allem eine flächendetaillierte möglichst physikalische basierte Beschreibung der hydrologischen Prozesse.

Aufbauend auf dem Flußgebietsmodell FGMOD (LUDWIG 1978, 1982 und 1989) wurde LARSIM entwickelt. Das Ergebnis ist ein “relativ einfaches und auf der Basis global verfügbarer Systemdaten anwendbares, physikalisch basiertes Konzeptmodell für die mesoskalige Beschreibung des landgebundenen Wassertransportes” (BREMICKER 1998, 15).

Das Modell wurde an den Flußgebieten Weser, Ostsee sowie am Thika River (Kenia) (GATHENYA 1999) erprobt und wird zur Zeit für die Modellierung des Wasserhaushaltes des Neckar und Donau eingesetzt (LUDWIG 1999). Somit stellt die vorliegende Arbeit den sechsten Einsatz von LARSIM als Wasserhaushaltsmodell dar, ist jedoch die erste Untersuchung, bei der explizit kleinräumige Fragestellungen (Untersuchungsgebiet < 300 km²) im Vordergrund stehen.

LARSIM ist nach dem Klassifizierungsschema von BECKER (1995) ein flächendetailliertes deterministisches Konzeptmodell (BREMICKER 1998).

Im folgenden sollen in aller Kürze die Modellkomponenten skizziert werden und auf, die für die vorliegende Arbeit wichtigen, Komponenten genauer eingegangen werden. Abbildung 5.1 gibt einen Überblick über die modellierten Teilprozesse und ihre Zusammenhänge im Modellsystem.

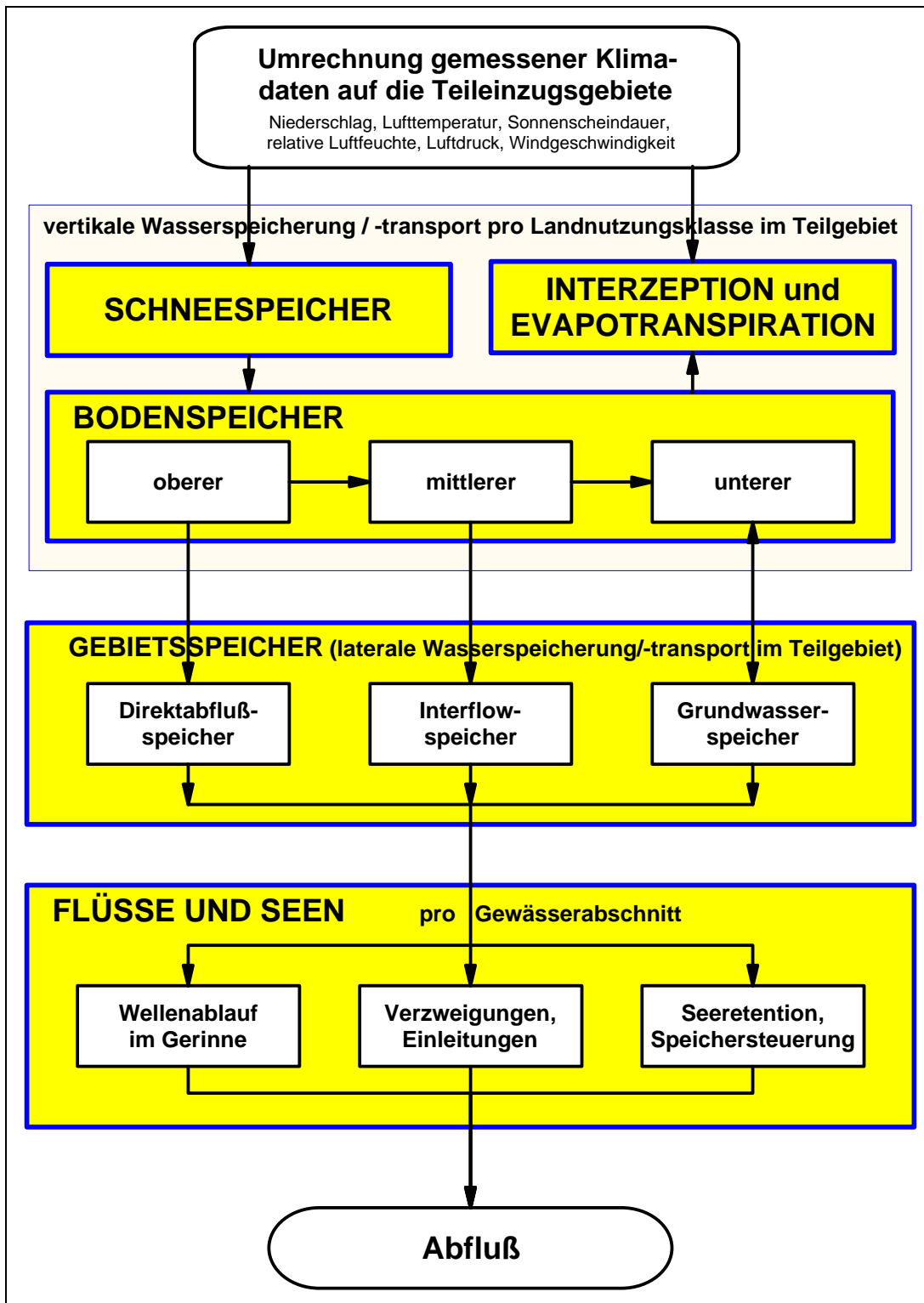


Abbildung 5.1: Modellschema des Programmes LARSIM (aus BREMICKER 1998)

Die Beschreibung der Modellkomponenten geschieht in Anlehnung an BREMICKER 1998.

Interzeptionsspeicher

Unter Verwendung des Blattflächenindex, der aus den Landnutzungsklassen bestimmt wird, werden die maximalen Kapazitäten des Speichers pro Landnutzungsklasse bestimmt (Ansatz von DICKISON 1984).

Schneespeicher

Es werden pro Landnutzungsklasse die Teilprozesse der Akkumulation, potentiellen Schmelze durch Wärmezufuhr, Kompaktion der Schneedecke und aktuellen Schmelze modelliert. Da nicht davon ausgegangen werden kann, daß Schneeniederschlagsmessungen vorliegen, wird unterhalb einer Grenztemperatur der Niederschlag als Schneeniederschlag angenommen.

Die potentielle Schneeschmelze wird empirisch unter Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit und der Lufttemperatur berechnet (nach KNAUF 1980).

Nicht berücksichtigt wird die Verdunstung bzw. Sublimation, obwohl sie durchaus bei besonderen meteorologischen Bedingungen einen deutlichen Einfluß haben kann (hohes Sättigungsdefizit in Hochlagen).

Bodenspeicher

Der Bodenspeicher kann als das Herz eines jeden hydrologischen Modells betrachtet werden. Hier werden wichtige Prozesse, besonders im Hinblick auf den Stofftransport, erfaßt. Dabei sind viele Eigenschaften der Fläche des Einzugsgebietes in diesem Modul enthalten und umgesetzt. Doch sind häufig nicht genügend Informationen für eine ausreichende Parametrisierung vorhanden. Bei den bisherigen Anwendungen von LARSIM wurde eine Kalibrierung der Parameter des Bodenspeichers und des Gebietsspeichers durchgeführt. Der Bodenspeicher ist dabei das sensitivere Modul.

Die Plausibilität bestimmter hydrologischer Eigenschaften für unterschiedliche Landnutzungsvarianten ist die Qualität dieses Modellmoduls entscheidend. Auch für eine mögliche spätere Koppelung an Stofftransportmodelle können hier die größten Fehlerquellen liegen.

Über den Bodenspeicher findet die Aufteilung des Inputs (Wasser aus der Schneeschmelze und dem Niederschlag) in Verdunstung und die verschiedenen Abflußkomponenten statt. Der Boden nimmt damit eine wesentliche Rolle als Regel- und Verteilersystem in der Abflußbildung ein.

Für die Modellierung dieser Prozesse wird in LARSIM das XINANJIANG-Modell (nach ZHAO 1977, modifiziert von DÜMENIL&TODINI 1992 und DKRZ 1994) verwendet. Der Boden wird dabei in drei abflußwirksame Bodenschichten aufgeteilt. Der obere Bodenspeicher, der über den Direktabfluß, den schnellen Interflow sowie die Perkolation zum mittleren Bodenspeicher entleert wird, sowie der mittlere Bodenspeicher, der über den langsamen Interflow sowie die Perkolation zum unteren Bodenspeicher entleert wird und der untere Bodenspeicher, der in den Grundwasserspeicher entleert (Abbildung 5.2).

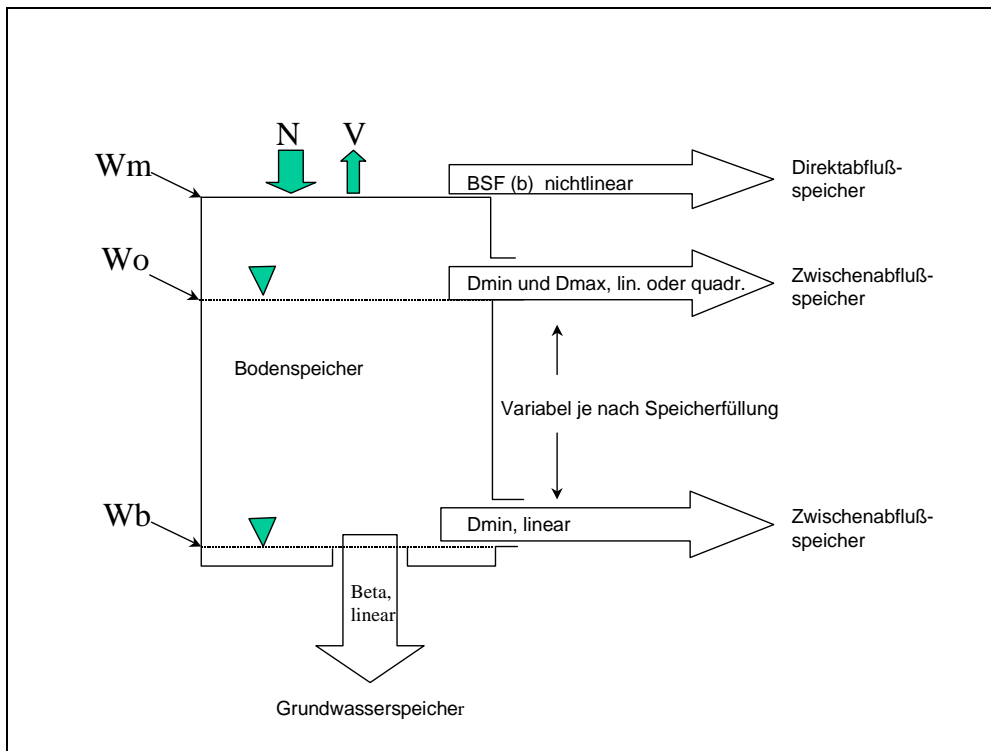


Abbildung 5.2: Modell des Bodenspeichers mit W_m : maximaler Bodenwassergehalt; W_o : aktueller Bodenwassergehalt; W_b : Totwassergehalt; b : Formparameter der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion (BSF); D_{min} , D_{max} und $Beta$: Drainageparameter. (verändert aus FACKEL 1997)

Die Idee des Modells ist, daß bei zunehmendem Anteil von wassergesättigten Böden innerhalb einer Rasterfläche, sowie bei zunehmenden Niederschlagsintensitäten, ein höherer Anteil des fallenden Niederschlags oberflächennah abfließt. Für die Ermittlung des Anteils der wassergesättigten Böden wird eine empirische Funktion, die Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion (BSF) mit dem Parameter b , der den Verlauf der Kurve kontrolliert, verwendet.

Abbildung 5.3: Verlauf der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion für verschiedene Formparameter b . Das Verhältnis von aktuellem Bodenfeuchtegehalt W_o zu maximalen Bodenfeuchtegehalt W_m ist gegen den Anteil der gesättigten Flächen S_o am Gesamtgebiet aufgetragen (aus FACKEL 1997, 8)

Der über die BSF bestimmte Anteil wassergesättigter Böden liefert dann den Anteil des Direktabflusses vom Niederschlag. Der restliche Teil des Niederschlags infiltriert in den

Boden. Über die BSF wird damit der Abflußbeiwert der „klassischen“ hydrologischen Modellierung bestimmt.

Die Abfluß aus dem Bodenspeicher in den Grundwasserspeicher wird über den Parameter Beta ermittelt. Eine zusätzliche Koppelung des Grundwasserspeichers mit dem Bodenspeicher wird über eine vereinfachte Berechnung des kapillaren Aufstieges bestimmt.

Die hohe Parametrisierung des Bodenspeichers entspricht der Komplexität der ablaufenden Prozesse, doch bestehen keine geeigneten Verfahren für die operationelle Parameterbestimmung. Die Arbeiten von ABDULLA (1995) zur Regionalisierung des Formparameters b der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion bieten nur eine unzureichende Lösung, da Zweifel an der Formel bestehen bzw. keine ausreichenden Datensätze für die Seefelder Aach vorliegen. Die verschiedenen Regionalisierungsansätze für b nach FACKEL 1997 liefern gute Ergebnisse, doch ist eine räumliche Übertragung der entwickelten Verfahren auf andere Gebiete noch nicht möglich (FACKEL 1997).

Evapotranspiration

Dies ist nach dem Niederschlag die wichtigste Komponente im Wasserhaushalt. Es wird das Penman-Monteith Verfahren, hergeleitet von MONTEITH (1979) angewendet. Es findet eine Berechnung pro Landnutzungs-kategorie der Rasterfläche statt. Dies ist vermutlich der zur Zeit beste Modellansatz, doch bestehen Problem bei der Parametrisierung der Landnutzung in Bezug auf die Albedo, Blattflächenindex, aerodynamischer Widerstand und Oberflächenwiderstand, da nicht für alle Landnutzungen Angaben vorliegen (siehe Kapitel 7.2.2). Es wird das Berechnungsschema MORECS des britischen Wetterdienstes verwendet (THOMPSON ET AL. 1981) in Verbindung mit einer Vegetationsparametrisierung nach THOMPSON ET AL. 1981, MAURER 1997, DISSE 1995, DVWK 1996b, DWD 1987 und HOYNINGEN-HUENE 1983.

Abflußkonzentration

Es wird eine Parallelschaltung von den Einzelinearspeichern, Direktabfluß, Interflow und Basisabfluß angewandt. Die Speicherkonstanten werden über die Fließzeitformel nach KIRPICH (1940) mit den Reliefverhältnissen in den einzelnen Teilgebieten (Rasterflächen) verknüpft.

Translation und Retention im Gerinne

Es wird das Verfahren nach WILLIAMS (1969) unter Verwendung der Fließgleichung von Manning-Strickler verwendet. Dazu müssen Daten zum Gewässerprofil vorliegen. Wenn keine Profildaten vorliegen, werden die Profildaten aus den Regimegleichungen des morphologischen Ansatzes nach LEOPOLD&MADDOCK (1953) und ZELLER (1965) berechnet. Dafür werden Regressionsgleichungen mit der unabhängigen Variablen HQ^2 verwendet.

6 Datengrundlage und Aufbau des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach

6.1 Datengrundlage und Gebietsbeschreibung

Der Datenbedarf des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach orientiert sich an den aus den gängigen Meßnetzen schnell und einfach zu erhaltenden Daten. Es ist eine Anforderung an das Modell LARSIM mit diesen, aus hydrologischer Sicht vielleicht unbefriedigenden, Daten dennoch brauchbare Ergebnisse liefern zu können. Es ist aber trotzdem offensichtlich und unvermeidbar, daß die Frage der Meßgenauigkeit und Datendichte entscheidenden Einfluß auf die Genauigkeit der Modellberechnung haben wird.

Für den Aufbau und die Berechnungen des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach wurde die gleiche Datengrundlage wie für das Wasserhaushaltsmodell Neckar verwendet (LUDWIG 1999). Nur die Daten der Kläranlagenabläufe mußten besorgt werden.

Tabelle 6.1 und 6.2 geben einen Überblick über die für das Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach verwendeten hydrometeorologischen Daten und Gebietsdaten.

Tabelle 6.1: Hydrometeorologische Datengrundlage

	Zeitraum/ Zeitpunkt	Anzahl der Meßstationen und zeitliche Auflösung	Anzahl der Fehlwerte	Herkunft	Bemerkung
Niederschlag	01.01.1987- 31.12.1996	18 Stationen Tageswerte	599	DWD	nur 2 Stationen im Gebiet der Seefelder Aach
Relativ Luftfeuchte	01.11.1986- 06.01.1997	8 Stationen Tageswerte	0	DWD	keine Station im Gebiet
Luftdruck	01.11.1986- 06.01.1997	1 Station Tageswerte	0	DWD	keine Station im Gebiet
Sonnenschein- dauer	01.11.1986- 06.01.1997	5 Stationen Tageswerte	4786	DWD	keine Station im Gebiet
Lufttemperatur	01.11.1986- 06.01.1997	8 Stationen Tageswerte	0	DWD	keine Station im Gebiet
Windgeschwindig- keit	01.11.1986- 06.01.1997	7 Stationen Tageswerte	305	DWD	keine Station im Gebiet und an 6 Stationen nur geschätzte Werte
Abfluß	01.01.1987- 31.12.1996	2 Pegel Tageswerte	0	LfU	
Hoch- und Niedrigwasser- statistiken	1939-1990 und 1981-1990	2 Pegel Tageswerte		LfU	
Kläranlagen- abläufe	1997 und 1998	7 Anlagen Jahresmittel	0	LRA Bodensee	

Es war vorgesehen das Modell auf Stundenwerte umzustellen, um eine Stundenwertberechnung der Abflüsse durchführen zu können. Dies ist für eine exakte Erfassung der Hochwasserereignisse eines Gebietes mit weniger als 300 km² unerlässlich. Da jedoch trotz intensiver Recherche keine Stundenwerte des Niederschlags zu Verfügung standen, wurde deshalb von diesem Berechnungsmodus abgesehen.

Bei der Betrachtung der Datengrundlage fällt auf, daß nur eine geringe Anzahl von meteorologischen Meßstationen innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen. Die Situation der meteorologischen Daten ist daher wahrscheinlich für die Größe des Gebietes nicht zufriedenstellend. Im Gegensatz dazu liegen die Gebietsdaten, wie Landnutzung, Höhen, Fließgewässer in hoher räumlicher Auflösung vor. Bezüglich des Bodenmodells liegen nur die nFK-Daten vor. Die nFK wird für den obersten ersten Meter Bodentiefe angegeben, und

da keine weitere Informationen vorliegen muß bei der Bodenspeicherberechnung angenommen werden, daß sich alle hydrologischen Prozesse innerhalb dieses ersten Meters abspielen.

Tabelle 6.2: Gebietsdatengrundlage

	räumliche Auflösung	Herkunft	Analysemethode
Digitales Höhenmodell	30 m Raster	LfU	basierend auf photogrammetrischer Luftbildauswertung, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
Flächennutzung	30 m Raster	LfU	Satellitenklassifizierung Landsat TM, 16 Klassen, 1993
Nutzbare Feldkapazität	basierend auf Kartiereinheiten der BÜK 200	LfU	9 Klassen, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg
Gewässernetz	basierend auf TK 1: 50.000	LfU	digitalisiert
Einzugsgebietsgrenzen	basierend auf TK 1: 50.000	LfU	digitalisiert

6.1.1 Wichtigste Gebietscharakteristiken

Es wird im folgenden ein kurzer Überblick über die wichtigsten Gebietseigenschaften gegeben. Alle Daten wurden aus den oben angegebenen Datengrundlagen ermittelt. Desweiteren lagen Topographische Karten im Maßstab 1: 25.000 und Ausschnitte des Geologischen Atlases Baden-Württemberg im Maßstab 1:100.000 vor (Karten zur Landnutzung, Höhe und nutzbaren Feldkapazität siehe Anhang B).

Morphologische Merkmale

Die Morphologischen Merkmale wurden aus der Begehung und mit Berechnungen in ArcView ermittelt. Die Bestimmung des mittleren Gebietsgefälles ist nicht eindeutig, da eine starke Abhängigkeit des Gebietsgefälles von der Rastergröße bei der Berechnung in ArcView vorliegt (siehe auch Karte 2, Anhang B).

- Hügelige Grundmoränenlandschaft mit zwei NW-SO verlaufenden Erhebungen im Nordwesten (729 m) und Nordosten (837 m) des Einzugsgebietes
- Mittlere Geländehöhe = 565 m von 394 bis 837 m über NN
- Mittleres Gebietsgefälle = 8,5% von 0% bis 81% (bei einem Raster von 30 m) und Mittleres Gebietsgefälle = 3,3 % von 0,05% bis 22,4% (bei einem Raster von 1000 m)
- Einzugsgebietsfläche = 280,3 km² bis zur Mündung in den Bodensee
- Es sind 395,45 km an Gewässerstrecken des digitalen Gewässernetzes für das gesamte Einzugsgebiet erfaßt

Meteorologie

Der Bezugszeitraum für alle meteorologischen Daten ist von 01.01.1987 bis 31.12.1996. Der Gebietsniederschlag wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach berechnet. Das heißt es wurde das modifizierte Rasterpunktverfahren zur räumlichen Interpolation und die DWD-Niederschlagskorrektur (DWD 1995) angewandt. Die Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) wurde ebenfalls durch das Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach berechnet.

Niederschlag

- Gebietssniederschlag = 1045 mm
- Maximum im Juni mit ca. 13% des mittleren Jahresniederschlags.
- im Monat Juni und Juli fallen ca. 25% des mittleren Jahresniederschlags

- höchster gemessener Tagesniederschlag an der Station N70163 im Einzugsgebiet = 80,1 mm

Lufttemperatur (Station Überlingen/Bodensee)

- Mittlere Jahrestemperatur = 9,1°C
- Extreme Tagesmittelwerte = -17,0 und 25,3°C

Wind (Station Überlingen/Bodensee)

- mittlerer Tageswert für Station Überlingen/Bodensee = 1,4 m/s
- maximaler Tageswert = 13,2 m/s

Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption)

- mittlere jährliche Gebietsverdunstung = 621 mm

Quantität Oberflächenwasser

Tageswerte Pegel Uhldingen (Bezugszeitraum 1938-1997) mit einem oberirdischer Einzugsgebietsfläche von 271,48 km²

- MQ = 3,14 m³/s
- Mq = 11,6 l/km²*s
- HHQ = 42,9 m³/s
- NNQ = 0,22 m³/s
- Abflußmaxima im Februar (Abbildung 6.1)

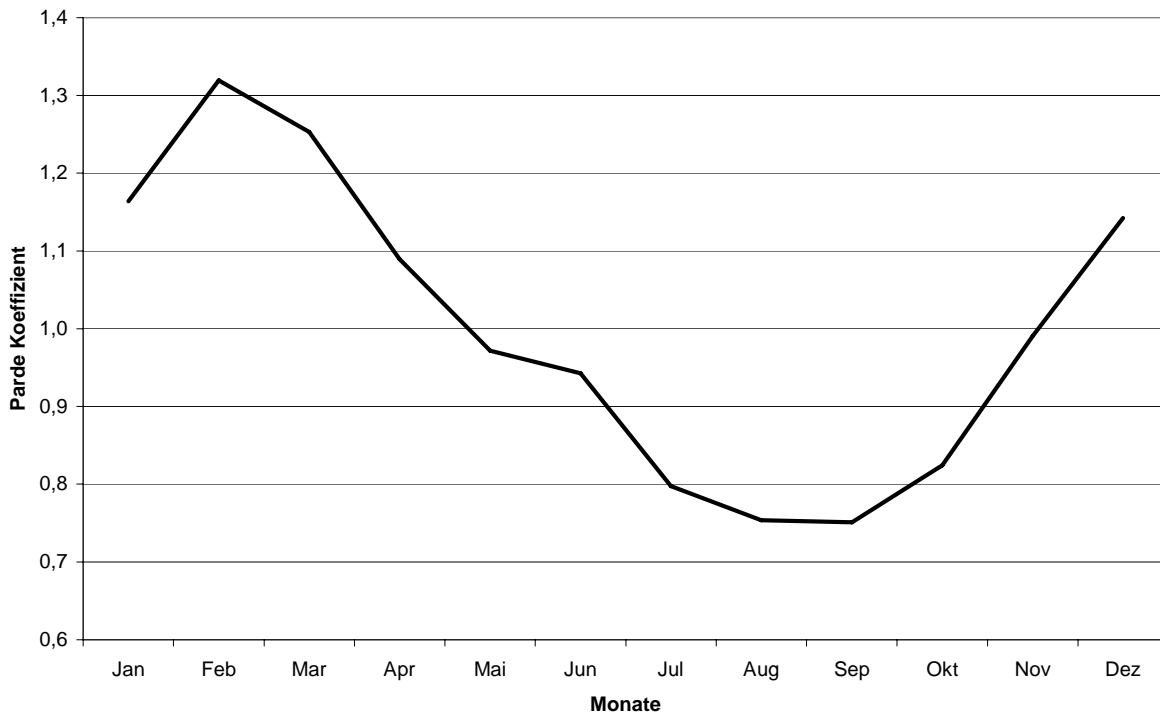


Abbildung 6.1: Abflußregime nach PARDE für Pegel Uhldingen 1938-1997

Überwiegend würmzeitliche Moränensedimente. In den höheren Lagen des Einzugsgebiets der Deggenhauser und der Seefelder Aach zum Teil tertiäre Sedimentgesteine. Auf den Höhenrücken finden sich örtlich Deckenschotter des älteren Pleistozäns.

Böden

Es liegen nur Informationen zu den 9 nFK-Klassen der Böden vor (siehe auch Karte 3, Anhang B).

- mittlere nFK ist 149 mm
- Spannweite von 70 mm bis 250 mm

Landnutzung

Über 50 % der Einzugsgebietsfläche wird landwirtschaftlich genutzt. 31,3 % werden von Nadel-, Laub- und sonstigen Waldflächen eingenommen. 3,3 % der Fläche fallen unter die Kategorie Siedlungen oder sind versiegelt. Eine detaillierte Aufstellung der Landnutzung enthält Tabelle 6.3 (siehe auch Karte 1, Anhang B).

Tabelle 6.3: Landnutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bis Mündung Bodensee in Prozent der Gesamtfläche (Landsat-Klassifizierung) 1993

Landnutzung	Fläche [%]
Ackerflächen	28,2
intensives Grünland	21,8
Nadelwald	17,3
sonstige Waldflächen	9,6
locker baumbestandene Bereiche (Streubst, Kleingärten u.ä.)	7,8
Laubwald	4,4
Brachflächen (bewachsen)	3,0
Intensivobstbau (inkl. diverser Strauchobstflächen)	2,8
Siedlung, locker	2,2
Siedlung, dicht	0,8
Weinbauflächen	0,7
extensives Grünland	0,5
großflächig versiegelte Bereiche (Industrie etc.)	0,3
Wasserflächen	0,3
unversiegelte, unbewachsene Flächen	0,2
Feuchtflächen	0,2

6.1.2 Gebietsbegehung am 04.05.1999

Es wurde eine Gebietsbegehung durchgeführt, um einen Eindruck über die Qualität der Pegel Uhldingen und Neufrach zu erhalten und um Gewässerverzweigungen und Überleitungen, die auf den topographischen Karten auszumachen sind, zu besichtigen. Es wurden dabei auch versucht die hydraulischen Eigenschaften der Verzweigungen und Überleitungen festzuhalten, um sie später in das Modell einbauen zu können. Weiterhin wurde ein Hochwasserrückhaltebecken am Oberlauf der Seefelder Aach besucht.

Pegel

Der Pegel Uhdlingen liegt in einem geraden mit Flußbausteinen ausgebautem Gewässerabschnitt (ca. 100m oberhalb und 100m unterhalb). Der Uferrandstreifen ist mit älteren Weiden bestanden. Die Sohle ist eben. Der Pegel ist mit einem Überfall und mit einer Seilkrananlage versehen. Optisch ergibt sich ein guter Zustand und eine gute Wartung des Pegels. Daten von diesem Pegel sind seit 01.11.1984 vorhanden. Die alte Pegelanlage (von 1939 bis 1990) wird ca. 300m oberhalb des aktuellen Pegels vermutet. Es ist noch ein Überfall zu sehen, der in einem geraden Gewässerabschnitt - mit den gleichen Charakteristiken wie oben erwähnt - liegt.

Der Pegel Neufrach liegt in einem geraden Gewässerabschnitt mit verbautem Ufer und ebener Gewässersohle. Der Uferrandstreifen ist mit jungen Weiden bestanden. 5m oberhalb des Pegels befindet sich eine Brücke. Die Pegelanlage wurde offensichtlich neu eingerichtet und ist mit einer Solaranlage ausgestattet. Optisch ergibt sich ein guter Zustand und eine gute Wartung des Pegels. Daten von diesem Pegel sind seit 01.11.1981 vorhanden.

Verzweigungen und Überleitungen

Überleitung Killenweiher

Es handelt sich um einen ungesteuerten Überlauf des Weihers, der im Lauf des „Schiretgraben“ liegt und in über einen Graben in die Seefelder Aach bei Buggensegel entwässert (siehe Abbildung 6.2). Die Dimensionierung des Überlaufs und der anschließenden Fließstrecke lassen maximale Abflüsse von 100 l/s vermuten. Die Fließstrecke war voll Laub vom Vorjahr, so daß vermutlich den ganzen Winter über der Überlauf nicht angesprungen ist. Ein geringfügiger Abfluß ist nur durch das Sickerwasser im Damm bedingt. Durch die Überleitung ergibt sich eine Laufverlängerung um 9,5 km.

Überleitung Salemer Klosterweiher

Der zu einem Weiher durch den Straßendamm aufgestaute Schiretgraben wird südlich von Mimmenhausen durch einen steuerbaren Überlauf in die Seefelder Aach übergeleitet (siehe Abbildung 6.2). Ein Teil des Weihers wird durch einen weiteren steuerbaren Überlauf wieder dem Schiretgraben zugeführt.

Eine Überschlagsrechnung ergab für den zweiten Überlauf am Tag der Begehung eine Abfluß von 10-20 l/s in den Schiretgraben, mit einem geschätzten bordvollen Abfluß von 0,4m³/s. Der überwiegende Teil des Abflusses des Schiretgrabens wird durch den erstgenannten Überlauf in einem Überleitungskanal der Seefelder Aach zugeleitet und faßt überschlagsmäßig mehr als 2m³/s. Im Überlauf wurde eine Überfallhöhe von 4 cm auf einer Breite von 1,2 m gemessen (ca. 20-30 l/s). Für den übergeleiteten Abfluß ergibt sich eine Laufverlängerung von ursprünglich um 8,2 km.

Verzweigung Seefelder Aach in den Stefansfelder Kanal

Es handelt sich um eine regelbare Verzweigung nach einer verwilderten (renaturierten Strecke) mit kleineren langsam fließenden breiten Gewässerabschnitten (siehe Abbildung 6.2). Die Ableitung ist mit einer Fischtreppe ausgestattet. Der folgende Gewässerabschnitt ist vollständig ausgebaut und vermag wesentlich mehr zu fassen als die weiterführende Seefelder Aach.

Die eigentliche Seefelder Aach wird aus dem verwildertem Abschnitt durch ein Auslaufbauwerk ausgeleitet und ist wahrscheinlich auf einen maximalen Durchfluß eingestellt. Bei einer Überschlagsrechnung ergibt sich bei einer Durchlaßbreite von 4,0m und einer max. Durchlaßhöhe von 0,7m ein maximaler Abfluß von 2m³/s. Am Tag der Begehung lag der Durchfluß bei ca. 1,2m³/s.

Da die Seefelder Aach als Kanal ausgebaut unter dem Schloß von Salem durchgeleitet wird, kann angenommen werden, daß die Steuerung so eingestellt ist, daß ab einem Grenzwert alles weitere Wasser über den Stefansfelder Kanal abgeleitet wird und erst bei Buggensegel wieder der Seefelder Aach nach 7,4 km zugeleitet wird. Die Seefelder Aach hat von der Verzweigung

selbst bis zur Einleitung ein Lauflänge von 8,6 km - es findet also eine Laufverkürzung um 1,2 km statt.

Die hydraulischen Verhältnisse sind aber nicht eindeutig, da durch ein verzweigtes Drainage- und Kanalnetz immer wieder der Stefansfelder Kanal mit der Seefelder Aach verbunden sind. Kurz vor Stefansfeld wurde noch ein renaturierter Abschnitt des Kanals aufgesucht. Es wurde künstlich Mäander ausgebagert, die jedoch aufgrund der beengten Verhältnisse (rechts Fahrweg und links Acker) nur eine Amplitude von ca. 2 m aufweisen. Der Abfluß wurde auf 0,75 m³/s (Breite 3m und Tiefe 0,5m) geschätzt.

Hochwasserrückhaltebecken

Der Zweckverband Flußbau Salemer - Aach hatte 1969 im Oberlauf der Seefelder Aach ein Hochwasserrückhaltebecken gebaut (siehe Abbildung 6.2). Das oberirdische Einzugsgebiet umfaßt ca. 73 km². Es liegt in einem stark eingeschnittenem Abschnitt der Seefelder Aach unterhalb von Taiserdorf. Die Pegelhöchstmarke ist bei 16,4 m. Der Hochwasserentlastung liegt nur wenige Meter unterhalb dieser Marke.

Wie aus der Begehung zu ersehen war dürften höhere Pegelstände nur sehr selten erreicht werden, da in den oberen Bereichen Fichtenbestand vorliegt. Nur im unteren Bereich bis ca. 2m Stauhöhe, ist eine an feuchte Bedingungen angepaßte Vegetation vor zu finden. 50 m unterhalb des Auslasses liegt ein Pegelhäuschen.

Bei einem Pegelstand von 16 m würde die Seefelder Aach um ca. 2,2 km zurückgestaut werden. Das Volumen bei maximalem Stauziel kann auf ca. 3 Mill. m³ geschätzt werden.

Der Auslaß ist auf 4 m³/s beschränkt und es wird 3-4 mal pro Jahr mit sehr unterschiedlichen Höhen eingestaut.

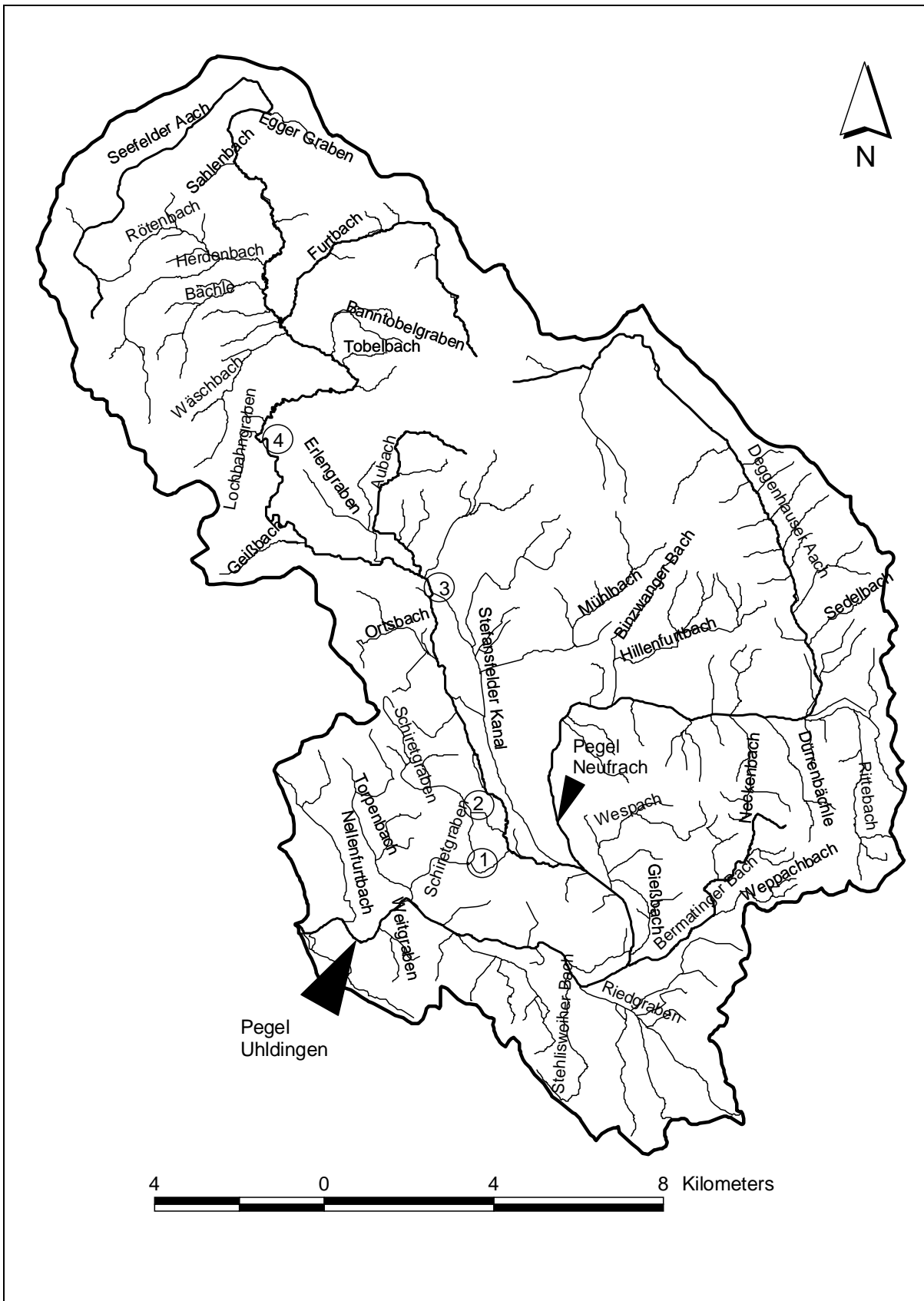


Abbildung 6.2: Einzugsgebiet der Seefelder Aach mit den wichtigsten Gewässernamen, den Überleitungen Killenweiher (1) und Salemer Klosterweiher (2), der Verzweigung Stefanfelder Kanal (3) und dem Hochwasserrückhaltebecken (4), sowie den Pegeln Neufrach und Uhdingen.

6.2 Aufbau des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach

6.2.1 Flächenaufteilung und Fließgewässervernetzung

Das WHM Seefelder Aach enthält eine rasterorientierte Flächenaufteilung von 1 km. Die Rastergeometrie orientiert sich am Gauß-Krüger-Koordinatensystem. Die Rasterkanten liegen parallel zu den Rechts- und Hochwerten. Nur Rasterzellen die zu mehr als 50% im Einzugsgebiet liegen werden berücksichtigt.

Auf Grundlage der in Tabelle 6.2 angegebenen Daten werden für alle Rasterzellen des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach automatisiert entsprechende Parameter zu den Höhen- und Gefällsverhältnissen, Abflußrichtung, Landnutzung, Feldkapazität und Fließgewässervernetzung berechnet. Für jedes Element, das kein Quellgebiet ist werden noch zusätzlich Daten zur Gerinnegeometrie benötigt. Da entsprechende Daten nicht flächendeckend aufgenommen werden und nicht aus den digitalen Datensätzen abgeleitet werden können, wird mit Hilfe des HQ2 aus den amtlichen Hochwasserstatistiken über ein Regionalisierungsverfahren von LEOPOLD&MADDOCK (1953) und ZELLER (1965) die Hauptbettiefe und -breite abgeschätzt (BREMICKER 1998).

Das Ergebnis dieses Verfahrens ist eine Flächeneinteilung in Rasterzellen, die entsprechend des digitalen Gewässernetzes miteinander vernetzt sind (BREMICKER 1998). Es erfolgt eine optische Kontrolle der Rastereinteilung und -vernetzung. Es wurden 282 Rasterflächen erhalten, 163 davon enthalten Gewässerteilstrecken und 119 sind Quellgebiete (siehe Abbildung 6.3).

In der Gebietsdatei sind ebenfalls die prozentualen Anteile der Landnutzungsklassen pro Element und die mittlere nutzbare Feldkapazität pro Landnutzungsklasse pro Element enthalten. Die im Feld untersuchten Überleitungen, Verzweigungen als auch das Hochwasserrückhaltebecken (siehe Kapitel 6.1.2) wurden in das Wasserhaushaltsmodell eingebaut und können optional aktiviert oder deaktiviert werden.

Flächeneinteilung und Nachbildung des Flußnetzes

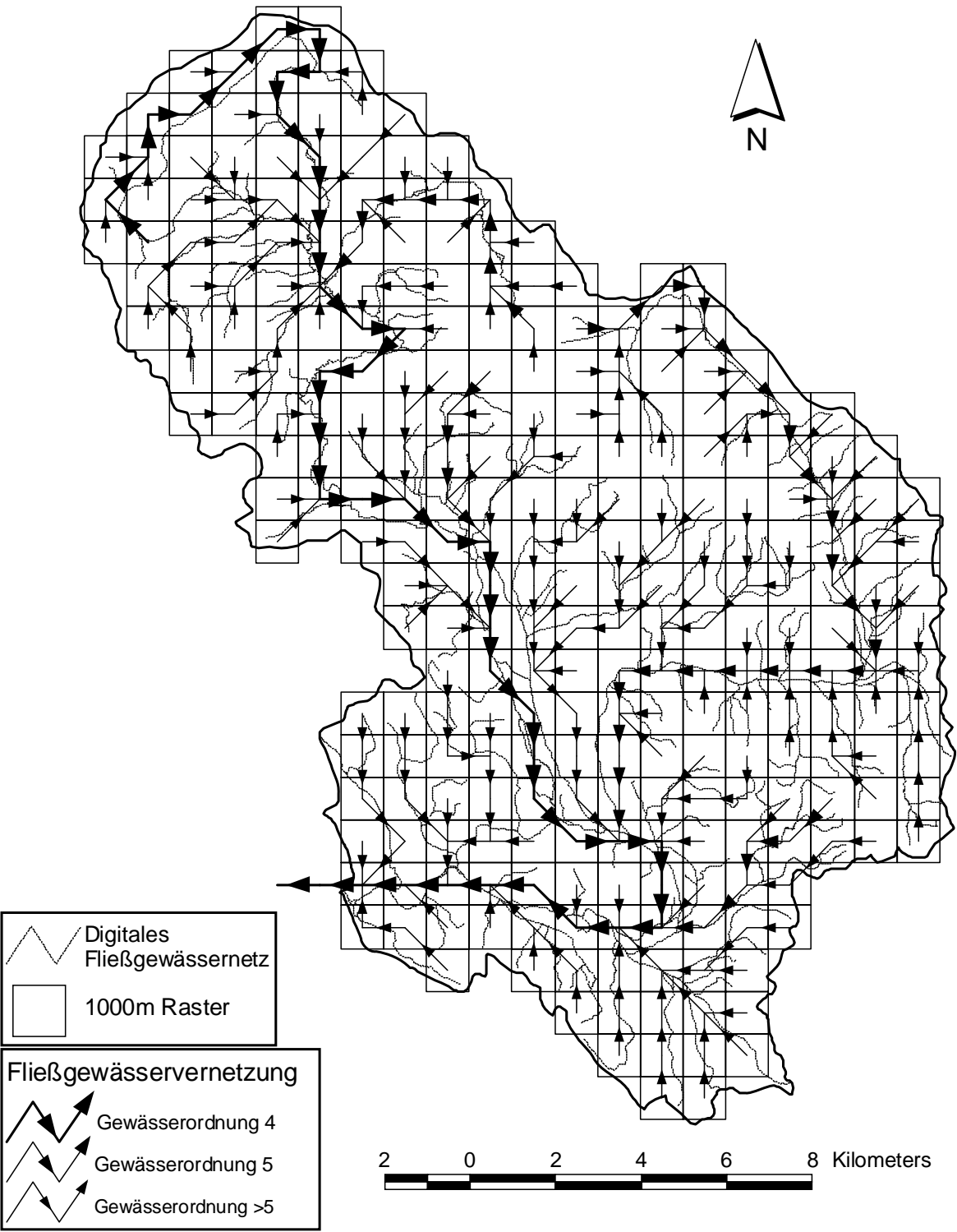


Abbildung 6.3: Rasterung und Fließgewässervernetzung des Wasserhaushaltsmodells Seefeldler Aach

6.2.2 Parametrisierung der Landnutzung

Die Landnutzung wird für die flächendetaillierte Bestimmung der Parameter der Interzeption und der Evapotranspiration herangezogen. Die Berechnung dieser beiden wichtigen Wasserhaushaltskomponenten wird entscheidend von der Landnutzung beeinflusst. Besonders die Berechnung der Evapotranspiration aus den vorgegebenen meteorologischen Daten mit dem Penman-Monteith-Verfahren erfordert eine gut fundierte Parametrisierung der Landnutzung. Folgende Parameter müssen pro Landnutzungs-kategorie und Kalendermonat bereit gestellt werden:

- Blattflächenindex
- Albedo
- Effektive (für den aerodynamischen Widerstand wirksame) Bestandshöhe
- Oberflächen- bzw. Stomatawiderstand

Die Bestimmung der Parameter Blattflächenindex und Albedo ist prinzipiell durch physikalische Messungen möglich, jedoch aus praktischen Gründen im vorliegenden Fall nicht möglich. Die Bestimmung der Parameter Effektive Bestandshöhe und Oberflächenwiderstand bereitet dagegen erhebliche Schwierigkeiten (DYCK & PESCHKE 1995), und es muß auf jeden Fall auf Literaturwerte zurückgegriffen werden.

Die Parameter für das Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach wurden aus unterschiedlichen Literaturangaben zusammengestellt (THOMPSON ET AL. 1981, MAURER 1997, DISSE 1995, DVWK 1996, DWD 1987, HOYNINGEN-HUENE 1983) und "per Hand" erweitert, da nicht für alle 16 Landnutzungs-kategorien Literaturangaben zu finden sind. Die Zusammenstellung der genannten Parameter für die 16 Landnutzungs-kategorien für das Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach wurde von Büro Dr.-Ing. Karl Ludwig durchgeführt und basiert auf der Parametrisierung, wie sie beim Neckarmodell verwendet wird (LUDWIG 1999).

Es muß hier noch die Problematik, die sich aus der Landsat-Klassifizierung ergibt, betrachtet werden. Trotz 16 unterschiedlicher Klassen werden zum Teil in einzelnen Klassen, wie zum Beispiel "Acker", sehr verschiedene Nutzungsformen zusammengefaßt. In dieser Klasse sind unter anderem die Nutzungsformen "Kartoffel" und "Klee" untergebracht. Doch bezüglich der Verdunstung weist Klee eine ca. doppelt so hohe spezifische Verdunstung wie Kartoffel auf (Kirchner 1986, 93).

6.2.3 Diskussion der Modelleignung für die Simulation von verschiedenen Landnutzungsvarianten

Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit der Versuch unternommen wird, vor allem anhand von Landnutzungsszenarien hydrologisch relevante Parameter für die ökologische Fließgewässerbewertung zu bestimmen, sollen hier kurz die theoretischen Auswirkungen einer Veränderung der 16 Landnutzungs-kategorien in Bezug auf die verschiedenen Modellkomponenten diskutiert werden.

Bei den bisherigen Einsätzen von LARSIM zur Modellierung des Wasserhaushaltes der Weser, der Ostsee und des Neckars (BREMICKER 1998 und LUDWIG 1999) wurden für die Berechnung der Evapotranspiration keine Eichparameter verwendet. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die Plausibilität von Szenarienberechnungen. Die Veränderung der Anteile der Landnutzungs-kategorien in den Rasterflächen hat entscheidenden Einfluß auf die Parameter: Albedo, aerodynamischen Widerstand und Oberflächen- bzw. Stomatawiderstand. Da das Penman-Monteith Verfahren einen sehr guten physikalischen Hintergrund besitzt, kann davon ausgegangen werden, daß die veränderten Bedingungen - entsprechend dem Stand der Forschung - optimal wiedergegeben werden. Da die Evapotranspiration einer der bestimmenden Faktoren des Modellinputs ist, können weitreichende Veränderungen im Wasserhaushalt als auch in der Dynamik erwartet werden.

Die Interzeption wird ebenfalls entscheidend von den Landnutzungsklassen bestimmt. So erhöht sich zum Beispiel die Interzeptionskapazität im Jahresdurchschnitt bei Änderung der Landnutzung von Acker zu Nadelwald um 0,9 mm von 0,3 mm auf 1,2 mm.

Bezüglich der Parametrisierung des Bodenwassermoduls können keine Veränderung resultierend aus der veränderten Landnutzung berücksichtigt werden. Die Veränderungen im Bodenwasserhaushalt werden vor allem aus der veränderten Evapotranspiration und damit aus dem veränderten Input folgen. Das angewandte Modul besitzt bis auf die Landnutzung "versiegelt" keine Parameter, die direkt aus der Landnutzung ermittelt werden.

Es ist aber sehr wahrscheinlich, daß eine Landnutzungsveränderung großen Einfluß auf das Verhalten des Bodenwasserspeichers haben wird. Es werden bei veränderter Landnutzung entscheidende funktionale Eigenschaften des Bodens verändert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die Berücksichtigung dieses Wirkungskomplexes für die Berechnung von Szenarien ist aber aufgrund fehlender eindeutiger oder nicht eindeutig beschreibbarer Zusammenhänge zwischen Landnutzung und bodenhydraulischen Eigenschaften nur unzureichend möglich.

Daher kann zusammenfassend gesagt werden, daß das Modell bei der Berechnung des Wasserhaushalts für Szenarien der Landnutzung bodenphysikalische Änderungen nicht explizit berücksichtigt. Da sich entscheidende Parameter des Bodens nicht bestimmen lassen, wird der Abflußbildungsprozeß im Boden vermutlich nur geringfügig verändert. Bezüglich der Berechnung monatlicher bis langjähriger Werte des Wasserhaushalts dürfte dies jedoch keine übergeordnete Rolle spielen.

6.3 Hydrometeorologische Daten

Bevor die Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach stattfindet, sollte genauer auf die räumliche und zeitliche Dichte und die Zuverlässigkeit der hydrometeorologischen Daten eingegangen werden. Dies wird für die Ansprüche, die an das Wasserhaushaltsmodell bezüglich seiner Berechnungsgenauigkeit gestellt werden können, von entscheidender Bedeutung sein.

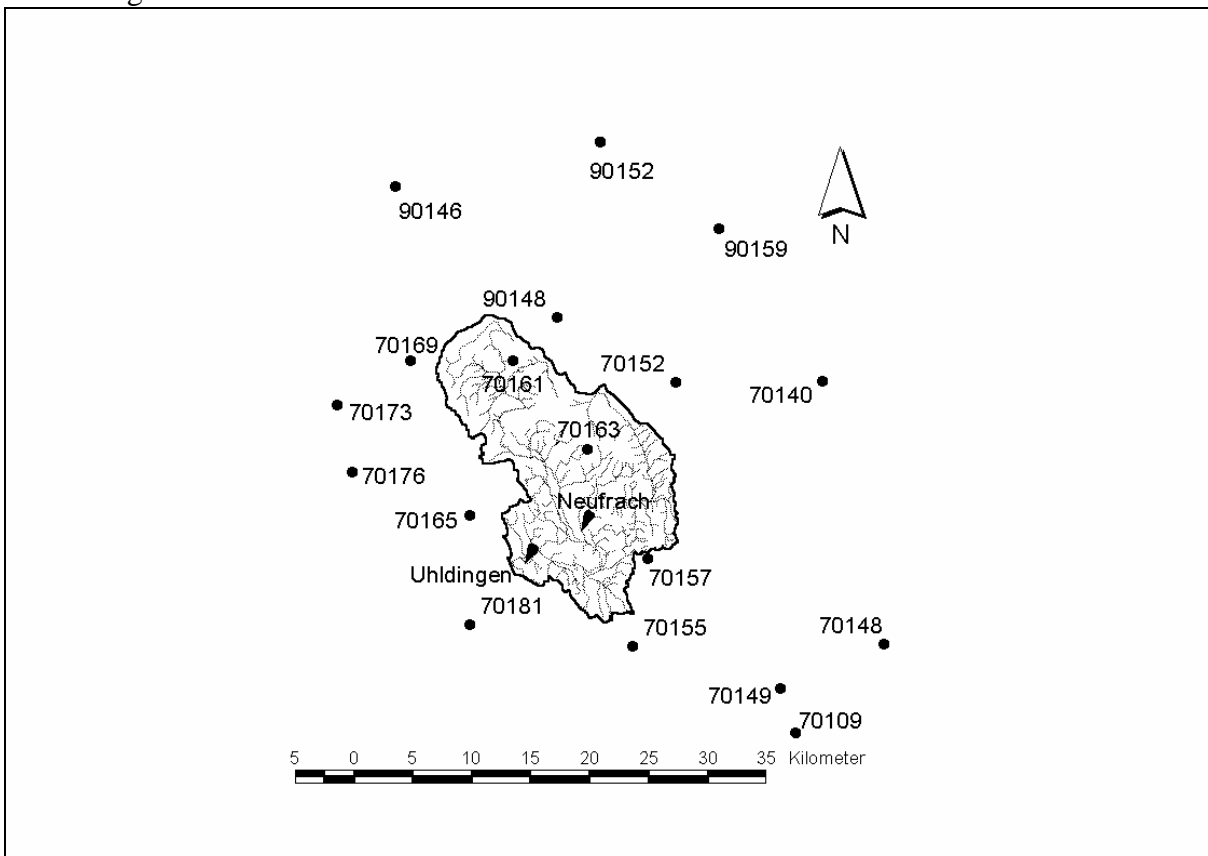


Abbildung 6.4: Lage der im WHM Seefelder Aach verwendeten Niederschlagsstationen

Dabei sind von größter Bedeutung die Niederschlagsdaten als “alles entscheidender Modellinput” (DYCK&PESCHKE 1995), als auch die Abflußdaten, da an ihnen das gesamte Modell kalibriert und validiert werden wird. Die Lage der im Modell berücksichtigten Niederschlags- und Abflußstationen kann Abbildung 6.4 und die Lage der Klimastationen der Abbildung 6.5 entnommen werden.

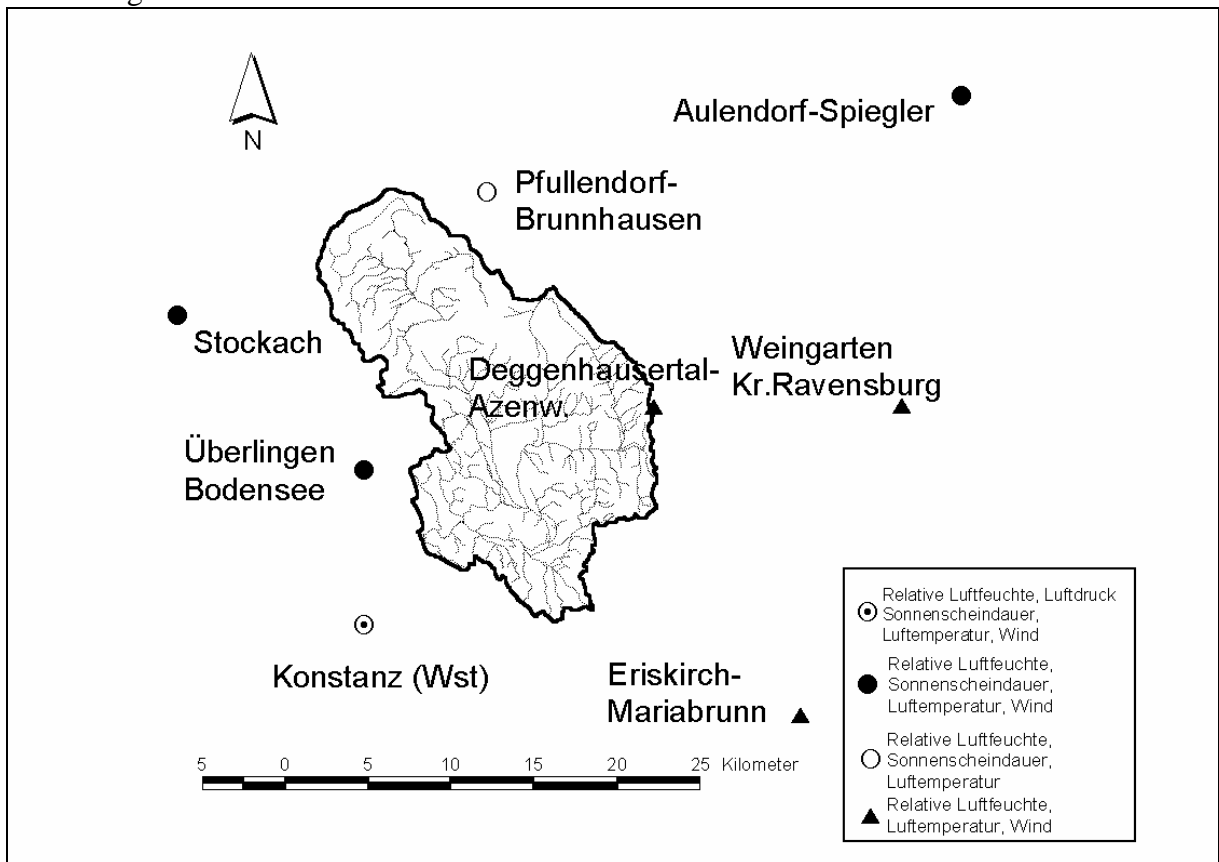


Abbildung 6.5: Lage der im WHM Seefelder Aach verwendeten Klimastationen

6.3.1 Abfluß

Die vorliegenden Abflußdaten kommen von den zwei Pegeln Uhldingen und Neufrach (Abbildung 6.4): Pegel Uhldingen am Gewässer Seefelder Aach mit einer Einzugsgebietsfläche von 271,48 km² und Pegel Neufrach am Gewässer Deggenhauser Aach mit einer Einzugsgebietsfläche von 70,65 km². Da nur zwei Pegel vorliegen, werden auch in dem Modell prinzipiell nur zwei Gebietspeicher und Bodenspeicher kalibriert werden können. Jedes Teilelement enthält einen eigenen Gebietspeicher und Bodenspeicher. Da eine Regionalisierung der Fließzeiten für die Abflußkonzentration in den Teilgebieten durchgeführt wird findet damit eine räumlich hochaufgelöste Modellierung der Gebietspeicher statt. Doch da kein entsprechendes operationelles Regionalisierungsverfahren für den Bodenspeicher vorliegt (FACKEL 1997, 77), wird diese hohe räumliche Differenzierung für den Bodenspeicher nicht ausgenutzt. Nur versiegelte Flächen werden über die nFK, die gleich Null gesetzt wird, berücksichtigt. Es gibt also aufgrund der geringen Pegelanzahl einen großen Unterschied in der räumliche Differenzierung des Bodenspeichers zu der räumlichen Differenzierung der Gebietspeicher und der Berechnung der Evapotranspiration, die vorwiegend durch die Landnutzung parametrisiert wird.

Die Kontrolle der Qualität der Abflußdaten wurde anhand der Abflußkurven, bei der Pegelbesichtigung und optisch anhand der vorliegenden gemessenen Ganglinie vorgenommen.

Für den Pegel Uhldingen wurde eine Abflußkurve basierend auf 70 Messungen von ca. 0,5 m³/s bis ca. 25,5 m³/s aufgestellt für den Zeitraum 17.01.1984-02.05.1998. Ab 18 m³/s wurde

eine gerade Linie gezogen. Ab 15 m³/s liegen die drei letzten Messungen deutlich unter der Abflußkurve, und es bestehen daher Zweifel an der Genauigkeit der Abflußkurve für den Hochwasserbereich ab 15 m³/s. Dieser Abflußwert wird für den Untersuchungszeitraum während 524 Stunden überschritten und könnte eine Überschätzung des Abflusses im Hochwasserbereich bedeuten.

Für den Pegel Neufrach existieren 8 Abflußkurven basierend auf 82 Messungen von ca. 0,3 m³/s bis ca. 12 m³/s für den Zeitraum 23.11.1981-23.06.1998. Die Meßpunkte liegen alle sehr nahe an der Kurve und es wurde offensichtlich Funktionen zur Berechnung der Abflußkurven verwendet.

Die Besichtigung beider Pegel ergaben einen guten Eindruck und bezüglich der Eindeutigkeit des Gerinnequerschnitts und der Meßmethode waren keine Probleme zu benennen.

Bei der optischen Kontrolle der Abflußganglinien fielen nur drei Abschnitte am Pegel Neufrach auf: Im Dezember 1993 ein abrupter Abflußrückgang, von Mitte Juni bis Mitte Juli 1994 ein unwahrscheinlicher konstanter Abfluß und ebenso Mitte Juni 1995 für eine Woche ein konstanter Abfluß. Diese drei Abschnitte wurden für die Modellberechnungen durch Lückenwerte ersetzt.

6.3.2 Niederschlag

Die Lage der 18 im Wasserhaushaltsmodell verwendeten Niederschlagsstationen ist Abbildung 6.5 zu entnehmen. Es fällt auf, daß nur 2 Stationen (70161 und 70163) im Einzugsgebiet liegen. Fünf Stationen befinden sich in einem geringen Abstand von weniger als 3 km vom Einzugsgebiet. Vier Stationen sind 3 bis 10 km und sieben Stationen 10 bis 15 km vom Einzugsgebiet entfernt. Dies wird Auswirkungen auf die Modellierung des Wasserhaushaltes haben. Einerseits durch eine falsche berechnete Niederschlagsverteilung, als auch durch falsch berechnete mittlere Niederschlagssummen.

Diesbezüglich folgt eine genauere Betrachtung der Niederschlagsstationen, die weniger als 5 km vom Einzugsgebiet entfernt sind (Tabelle 6.4):

Tabelle 6.4: mittlere jährliche Niederschlagssummen ausgewählter Stationen von 01.01.1987 bis 31.12.1996

Niederschlagsstation	70163	90148	70169	70152	70161	70157	70165	70155
NS in mm/a	1098	871	880	1008	876	980	892	835
Großräumige Exposition	SW	NNO	NO	SW	SW	SW	SW	eben
Höhe über NN in m	740	638	635	619	614	500	490	404

Es zeigt sich eine Höhenabhängigkeit der Niederschlagssummen. Auffällig sind die Stationen 90148, 70169 und 70161, die trotz ihrer Höhenlage geringe Niederschlagsmengen erhalten. Werden diese drei Stationen nicht berücksichtigt ergibt sich aus einer Regressionsanalyse eine mittlere Zunahme des Niederschlags von 0,74 mm pro Höhenmeter (Bestimmtheitsmaß r=0,9).

Die beiden Stationen innerhalb des Einzugsgebiets, 70163 und 70161, haben einen Abstand von weniger als 10 km. Der große Unterschied in den erhaltenen Niederschlagsmengen von 222 mm kann nicht allein auf den Höhenunterschied von 126 m zurückgeführt werden. Es kann vermutet werden, daß kleinräumige orographisch bedingte Niederschlagsverhältnisse vorliegen. Das Einzugsgebiet weist große Reliefunterschiede auf, so daß mit der Dichte des Niederschlagsmeßnetzes die dadurch bedingten Niederschlagsverhältnisse wahrscheinlich nicht erfaßt werden können. So befindet sich z.B. im Einzugsgebiet der Deggenhauser Aach keine Niederschlagsmeßstation.

Vor der räumlichen Interpolation der Niederschlagsmeßwerte im Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach wird zuerst eine Korrektur des systematischen Meßfehlers vorgenommen (DWD 1995). Dafür werden Windfehler, Benetzungsverluste und Verdunstungsverluste berücksichtigt. Für die Berechnung dieser Verluste werden Meßdaten der Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur benötigt. Da diese Meßwerte nur für die Niederschlagsstationen 70173, 7168 und 70181 vorliegen, muß eine Übertragung dieser Größen für die restlichen Niederschlagsstationen erfolgen. Dies stellt eine mögliche Fehlerquelle bei der Niederschlagskorrektur dar.

Mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM wurde mit dem modifizierten Rasterpunktverfahren und der oben erwähnten Korrektur des systematischen Meßfehlers ein mittlerer jährlicher Niederschlag für das Gebiet der Seefelder Aach bis Pegel Uhdlingen von 1045 mm und für das Gebiet der Deggenhauser Aach bis Pegel Neufnach von 1115 mm berechnet. Wie in Abbildung 6.6 zu sehen ist, können drei Teilräume der Niederschlagsverteilung ausgemacht werden: ein zentraler Bereich um die Niederschlagsstation 70163 mit den höchsten Werten, ein Bereich im Nordwesten davon mit sehr stark abnehmenden Niederschlagssummen und im Süden ein Bereich mit leicht abnehmenden Niederschlagssummen.

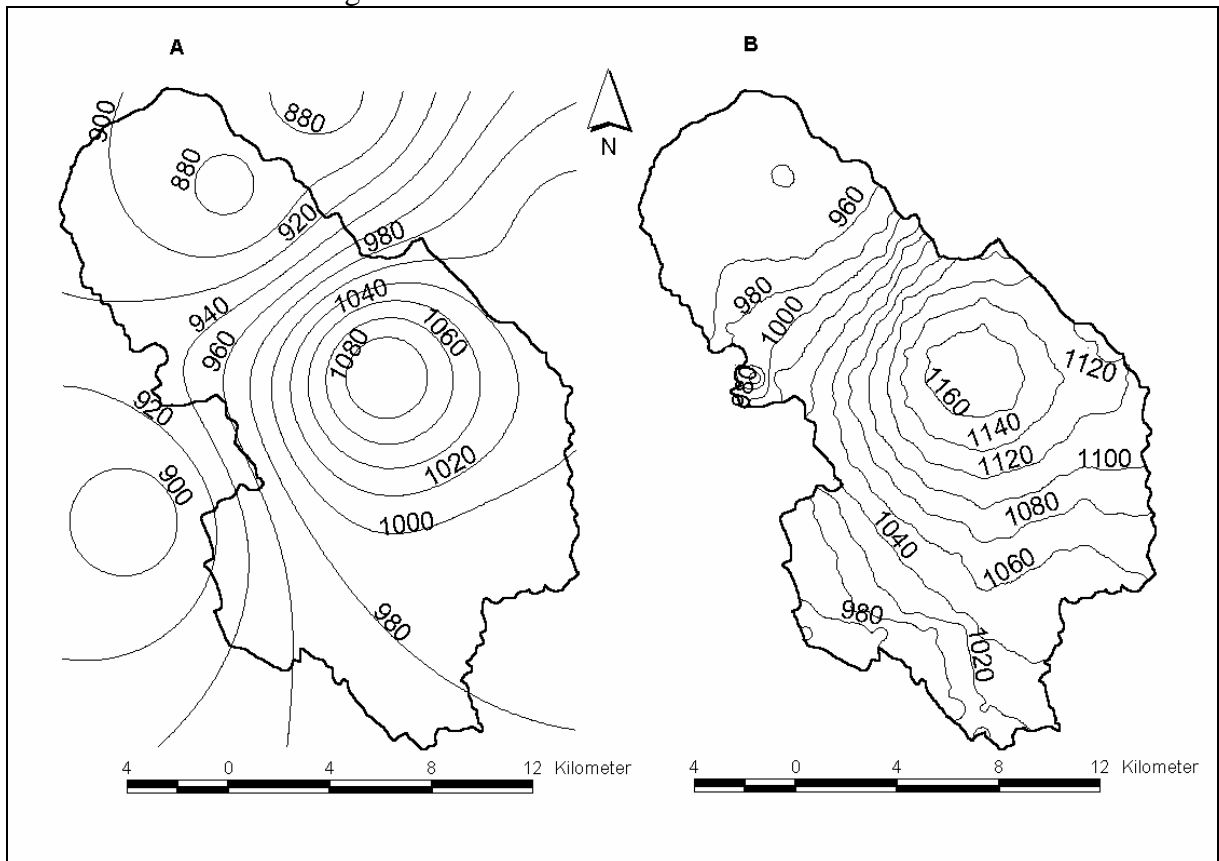


Abbildung 6.6: Mittlere jährliche Niederschlagssummen für das Gebiet der Seefelder Aach von 01.01.1987 bis 31.12.1996
 (A) gemessen (Interpolationsverfahren: "power to distance")
 (B) mit DWD-Korrektur (Interpolationsverfahren: modifiziertes Rasterpunktverfahren)

Bei dem modifizierten Rasterpunktverfahren wird keine Höhenkorrektur vorgenommen. Die Niederschlagsstation 70163 ist die zentrale Station für das gesamte Einzugsgebiet und weist die höchsten Niederschlagssummen auf. Dies rührt wahrscheinlich von der Höhenlage und der Westexposition der Station her. Es kann nun durchaus sein, daß diese Situation eher eine Ausnahmesituation darstellt und für das Einzugsgebiet, vor allem im zentralen Bereich, eine Überschätzung der Niederschlagssummen stattfindet. Dies gilt vor allem für das Teilgebiet

der Deggenhauser Aach, das unmittelbar östlich der Niederschlagsstation 70163 zum großen Teil im Lee eines Höhenrückens liegt.

6.4 Fazit

Es waren in kurzer Zeit alle für den Modellaufbau und die Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach notwendigen Daten zusammengestellt. Die Datenaufbereitung und der Modellaufbau wurde vom Büro Dr.-Ing. Karl Ludwig durchgeführt und mußte nur geringfügig überarbeitet werden. Alle vom Modell verwendeten Daten sind aus den gängigen Meßnetzen zu erhalten. Doch liegen keine aufbereiteten Stundenwerte der Niederschlagsmessungen für den Untersuchungszeitraum vor, so daß von einer Stundenwertberechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach abgesehen werden muß.

Bezüglich der Parametrisierung der 16 Landnutzungsklassen nach der verwendeten Satellitenklassifizierung für die Berechnung der Interzeption und der Evapotranspiration bestehen zum Teil keine ausreichenden Literaturangaben, und es müssen Werte geschätzt werden.

Es wurde diskutiert wie plausibel Veränderungen der Landnutzung im Modell abgebildet werden können. Es liegen keine ausreichenden Bodeninformationen vor, die eine Bestimmung oder Regionalisierung aller, für das Bodenmodell benötigten, Parameter erlauben würden. Die einzige Landnutzungsklasse, die direkt mit Parametern des Bodenmodells verknüpft ist, ist die Klasse "versiegelt". Für die zu untersuchenden Szenarien unterschiedlicher Landnutzungsvarianten wird dies bedeuten, daß der Abflußbildungsprozeß im Boden sich nicht wesentlich verändern wird, falls nicht entsprechende bodenphysikalische Parameter angegeben werden können.

Für den Grundwasserspeicher liegen keine hydrogeologischen Information vor und alle Modellparameter der Gebietsspeicher werden daher bei der Modellkalibrierung bestimmt. Die Parameter der Abflußkonzentration werden mit Hilfe eines gefälleabhängigen Index regionalisiert.

Es wurde eine genaue Betrachtung der Datenqualität für die wichtigsten hydrometeorologischen Größen der Kalibrierung und Validierung - Niederschlag und Abfluß - durchgeführt. Bezüglich des Abflusses konnten geringe Datenfehler mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgemacht werden. Die Abflußkurve am Pegel Uhdingen ist schlecht belegt und Hochwasserabflüsse müssen dort kritisch betrachtet werden.

Eine größere Anzahl von Pegelmeßstellen würde ein verbesserte räumliche Kalibrierung der Boden- und Gebietsspeicher erlauben und somit vermutlich eine verbesserte Modellgüte erzielen. Dies ist aber unbedingt an eine höhere Niederschlagsmeßnetzdicke gekoppelt.

Die Dichte des Niederschlagsmeßnetzes ist im Vergleich zur hohen räumlichen Auflösung der Gebietsdaten gering, und nur zwei Stationen liegen innerhalb des betrachteten Gebietes. Der Vergleich dieser beiden Stationen läßt auf eine starke räumliche, vermutlich orographisch bedingte, Variabilität des Niederschlags im Einzugsgebiet schließen. Das im Modell verwendet modifizierte Rasterpunktverfahren zur räumlichen Interpolation des Niederschlages ist nicht in der Lage dies zu berücksichtigen. Es ist zu erwarten, daß eine Überschätzung des Gebietsniederschlags für die Seefelder Aach und besonders für das Teilgebiet Deggenhauser Aach.

Die für die Korrektur der systematischen Fehler der Niederschlagsmessung notwendigen Temperatur- und Windmessungen, stehen im allgemeinen nicht an den Niederschlagsmeßstationen zur Verfügung, weshalb eine Übertragung dieser Werte durchgeführt werden muß.

7 Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach

7.1 Modellkalibrierung

Es gibt unterschiedliche Kalibrierverfahren für hydrologische Modelle. Aufgrund der zunehmenden Komplexität der Modelle wurde in den letzten Jahrzehnten vermehrt auf automatisierte bzw. teil-automatisierte Verfahren zurückgegriffen (ANDERSON & WOESSNER 1992). Sie bieten den Vorteil der Reproduzierbarkeit und der Geschwindigkeit. Desweiteren ermöglichen sie es auch, statistische Analysen zu den optimierten Parametern durchzuführen und dabei die Eindeutigkeit der gefundenen Lösung zu untersuchen. Ein weiterer wichtiger Vorteil dabei ist die Ermittlung von Vertrauensbereichen und Fehlerwahrscheinlichkeiten der Modellergebnisse. Ihr Nachteil ist, daß der Modellbenutzer nur einen geringen Einblick in das Modell erhält und dabei nicht immer die „hydrologische Bedeutung“ bestimmter Parametervariationen kontrollieren kann (YEH 1986).

Das Modell LARSIM besitzt im Berechnungsmodus als Wasserhaushaltsmodell derzeit noch keine automatisierten Verfahren und es wurden die Kalibrierungen prinzipiell nach dem Trial - and - Error Verfahren durchgeführt.

Es gibt zwei Möglichkeiten der Modellkalibrierung für hydrologische Modelle mit Teileinzugsgebieten: sequentielle und die simultane Kalibrierung. Bei der sequentiellen Kalibrierung werden die im Modell simulierten Abflüsse durch die gemessenen ersetzt, bevor die Berechnung für die Gebiete flußabwärts fortgesetzt wird. Bei der simultanen Kalibrierung werden die gemessenen Abflüsse an den Pegeln nur für die Kalibrierung der Teilgebiet verwendet. Bei der weiteren Berechnung werden an den Pegeln die simulierten Abflüsse eingesetzt. Für die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach wurde das simultane Verfahren gewählt, da ansonsten keine sinnvolle Berechnung der Abflußkomponenten am Kontrollpegel stattfinden kann, wenn die berechneten Abflüsse durch die gemessenen ersetzt werden.

Zur Beurteilung der Modellgüte werden von LARSIM die Gütemaße Modelleffizienz (Eff) nach NASH (1970) und logarithmierte Modelleffizienz (ln Eff) verwendet:

$$\text{Eff} = 1 - \frac{\sum_i (Q_{\text{ber},i} - Q_{\text{gem},i})^2}{\sum_i (Q_{\text{ber},i} - \bar{Q}_{\text{gem},i})^2} \quad (7.1) \quad \ln \text{Eff} = 1 - \frac{\sum_i (\ln Q_{\text{ber},i} - \ln Q_{\text{gem},i})^2}{\sum_i (\ln Q_{\text{ber},i} - \bar{\ln Q}_{\text{gem},i})^2} \quad (7.2)$$

Qber: mit LARSIM berechneter Abfluß

Qgem: gemessener Abfluß

i: Zeitindex

Eff gilt streng genommen nur für normalverteilte Stichproben (SCHULLA 1997, 79). Abflüsse sind im allgemeinen nicht normalverteilt sondern entsprechen eher einer log-normal Verteilung. Daher ist die Transformation der Abflüsse, wie sie für das Gütemaß ln Eff durchgeführt wird, sinnvoll. Eff gibt bei der Beurteilung der Güte den Hochwasserereignissen ein größeres Gewicht (SCHULLA 1997, 79). Da für die vorliegende Modellanwendung die korrekte Modellierung auch der Hochwasserereignisse von Bedeutung ist, wird bei der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach versucht beide Gütemaße zu maximieren. Als weiteres Gütemaß wird der Quotient des berechneten zu dem gemessenen Abflußvolumen (Qber/Qgem) verwendet.

Der Kalibrierungszeitraum wurde von 01.01.1987 bis 31.12.1991 gewählt. Das Jahr 1987 wird dabei als Aufwärmezeitraum des Modells verwendet (JOHNSTEN & PILGRIM 1976, 484). Es kann angenommen werden, daß nach einem Jahr die Speicherfüllungen - unabhängig von den Starwerten - konvergieren. Die weiteren vier Jahre dienen dann zur Bewertung der Modellgüte. Der Zeitraum von 01.01.1992 bis 31.12.1996 soll anschließend für die Validierung des Modells verwendet werden.

7.1.1 Pegelkontrollbereich Neufrach - Deggenhauser Aach

In acht Durchgängen mit 183 verschiedenen Parameterkombinationen wurde das Teilgebiet der Deggenhauser Aach für den Pegelkontrollbereich Neufrach kalibriert.

Die Parameter, die optimiert werden können sind vollständig in Bremicker 1998 aufgeführt. Es werden in Anlehnung an die Erfahrungen bei der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells Ostsee und Weser (BREMICKER 1998, FACKEL 1997) drei Parameter der Gebietsspeicher und vier Parameter des Bodenspeichers optimiert. Zusätzlich wurde ein Parameter zur Niederschlagskorrektur bei der Optimierung verwendet. Einen Überblick über die verwendeten Parameter und ihre Bedeutung für die Modellkomponenten gibt Tabelle 7.1.

Tabelle 7.1: Parameter für die Kalibrierung und ihre Bedeutung im Modell

Bodenspeicher				Gebietsspeicher			Nieder-schlag
Beta	Dmin	Dmax	b (BSF)	EQB	EQI	EQD	N-BW
Abfluß in den Basis-abfluß	unterer Abfluß in den Zwischen-abfluß	obere Abfluß in den Zwischen-abfluß	Aufteilung in Direktabfluß und Bodenspeicher	Basisabfluß -speicher	Zwischen-abfluß-speicher	Direkt-abfluß-speicher	Gewichtung der Niederschlags-Korrektur nach SEVRUK

Für den ersten Kalibrierungsdurchgang wurden Startwerte der Parameter aus dem Wasserhaushaltsmodell Neckar (LUDWIG 1999) verwendet. Die ersten Parametervariationen wurden anhand des Vergleichs der berechneten zu der gemessenen Ganglinie vorgenommen. Dabei wurde zuerst versucht, die Basisabflußganglinie mit den Parametern Beta (kontrolliert die Amplitude der Ganglinie) und EQB (kontrolliert die Reaktionszeit der Ganglinie) an die Niedrigwasserperioden anzupassen. Dies war nicht möglich und es wurde durch Erhöhung von Dmin ein Vergrößerung des Zwischenabflusses erzeugt und der Basisabfluß erniedrigt. Sukzessiv wurden die Parameter anhand der optischen Anpassung der Ganglinien kalibriert. Optisch konnte keine zufriedenstellende Anpassung erfolgen. Die Parameterwerte und Gütemaße sind in Tabelle 7.2 zu finden.

In den folgenden 4 Kalibrierungsdurchläufen wurden Eff und die In Eff durch Variationen der Parameter des Bodenspeichers optimiert. Es wurden beide Gütemaße zur Optimierung verwendet, um sowohl für die Hochwasser- als auch für die Mittel- und Niedrigwasserperioden eine gute Anpassung zu erhalten. Es hat sich dabei als sehr schwierig herausgestellt, beide Gütemaße auf einen optimalen Wert zu bringen. Optisch konnte v.a. eine Verbesserung der Nachbildung der Hochwasserereignisse erreicht werden. Zum Schluß wurde das Verhältnis des berechneten zu dem gemessenen Abflußvolumen (Q_{ber}/Q_{gem}) mit dem Niederschlagskorrekturbeiwert (N-BW) optimiert.

Im sechsten Kalibrierungsdurchgang wurden dann noch die Parameter des Gebietsspeichers variiert und es konnte eine geringfügige Verbesserung der Gütemaße erzielt werden (siehe Tabelle 7.2) und es ergab sich eine zufriedenstellende Anpassung der Ganglinie (Abbildung 7.1)

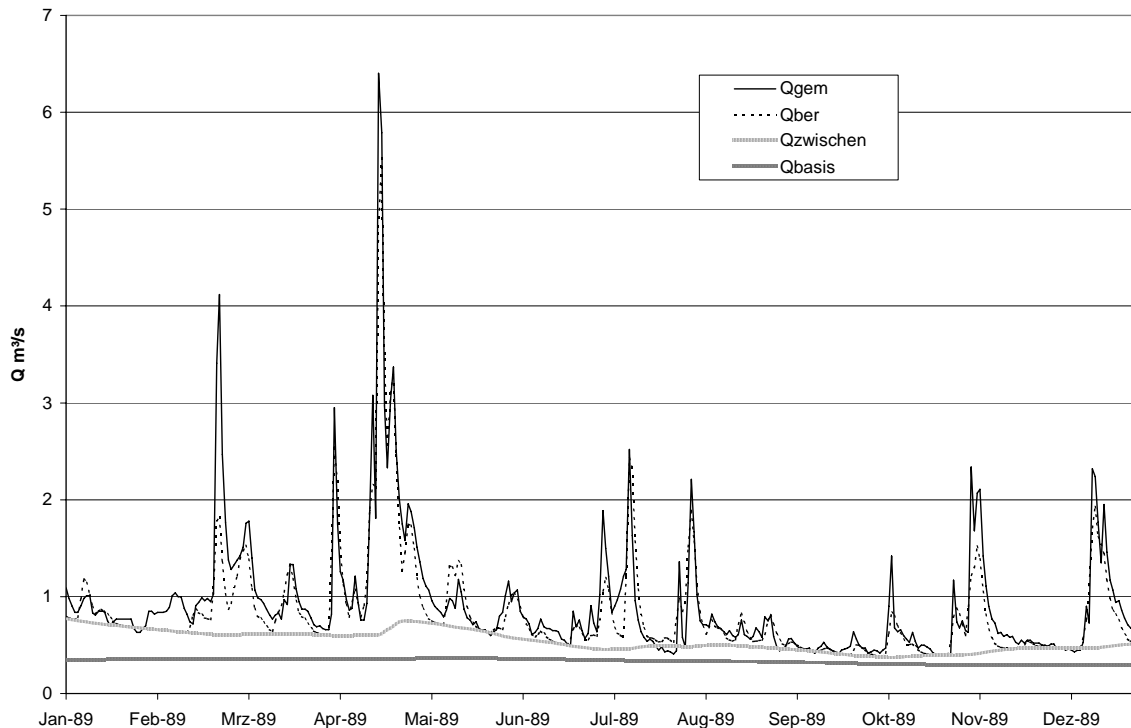


Abbildung 7.1: Gemessene Abflußganglinie und berechnete Basis- (Qbasis), Zwischen- (Qzwischen) und Gesamtabflußganglinie (Qber) 1989 für Pegel Neufnach nach dem sechsten Kalibrierungsdurchgang

Nach Überlegungen, daß eine Eichung des Parameters N-BW vor allem die Bilanz verbessert und nur geringen Einfluß auf die Gütemaße Eff und In Eff hat, und eine Kalibrierung des Modellinputs zwar aus Gründen der Niederschlagskorrektur vielleicht sinnvoll erscheint, doch aus Gründen der Modellierungsphilosophie nicht gerechtfertigt ist, wurde im letzten Kalibrierungsdurchgang der N-BW auf 1,0 gesetzt. Es wurden noch einmal alle Parameter des Bodenspeichers und des Gebietspeichers variiert.

Tabelle 7.2: Optimierte Parameterwerte für die verschiedenen Kalibrierungsabschnitte

Ergebnis nach	Bodenspeicher				Gebietspeicher			Nieder- schlag	Gütemaße		
	Beta	Dmin	Dmax	b (BSF)	EQD	EQI	EQD	N-BW	Eff	In Eff	Qber/ Qgem
optischer Kalib.	0,005	8	1	0,35	70000	6000	600	1,00	0,68	0,72	1,08
5. Durchgang	0,005	18	1	0,25	70000	6000	600	0,40	0,77	0,78	1,00
6. Durchgang	0,005	18	1	0,25	130000	6000	450	0,35	0,80	0,79	1,00
letzter Durchgang	0,005	18	5	0,25	130000	6000	450	1,00	0,754	0,754	1,097

Es zeigt sich, daß die Niederschlagskorrektur kaum einen Einfluß auf die anderen Parameterwerte hat und im wesentlichen das Verhältnis von berechnetem zu gemessenem Abfluß verbessert und nur in geringem Maße die Gütemaße Eff und In Eff. Der einzige Parameter der noch verändert wurde war Dmax. Dies hatte zur Folge, daß der Zwischenabflußanteil auf Kosten des Direktabflusses ansteigt (Abbildung 7.2). Es wird v.a. eine Verbesserung der Eff erreicht.

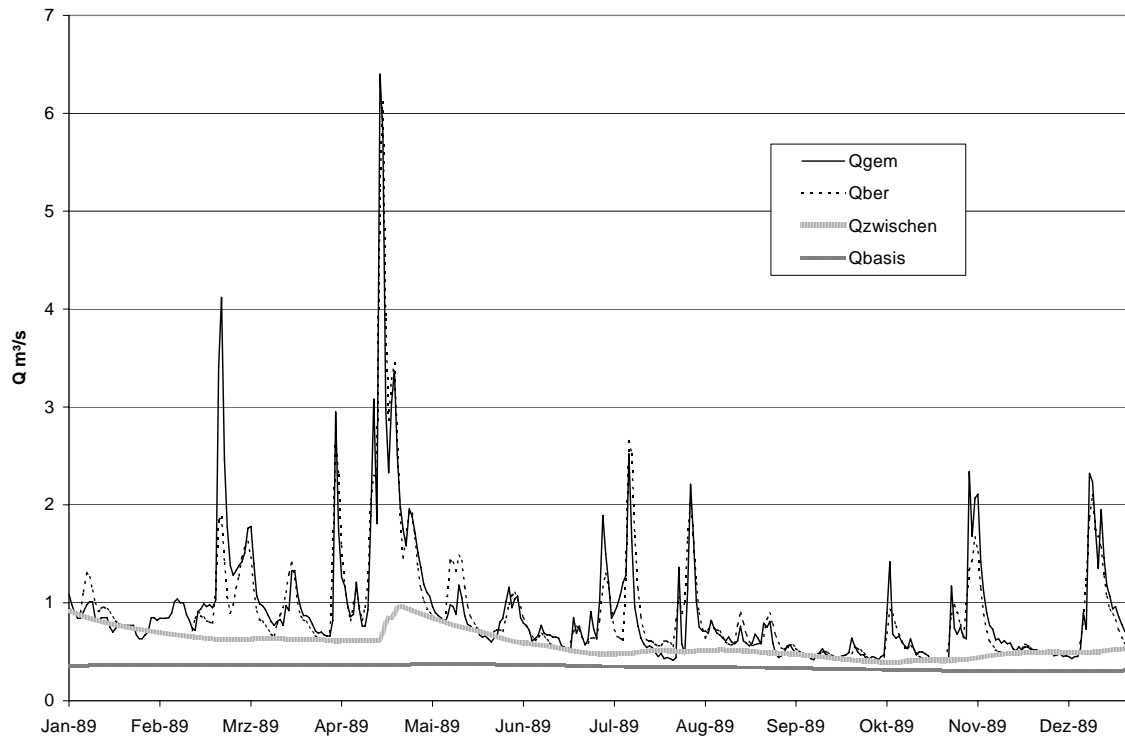


Abbildung 7.2: Gemessene Abflußganglinie und berechnete Basis- (Qbasis), Zwischen- (Qzwischen) und Gesamtabflußganglinie (Qber) Pegel Neufrach 1989 für das kalibrierte WHM Deggenhauser Aach

7.1.2 Querschnitte durch das Hyperellipsoid der Zielfunktion

Während dem dritten und vierten Kalibrierungsdurchgang wurden die Konturlinien der Gütemaße für den Parameterraum D_{min} und b (BSF) und für den Parameterraum D_{min} und $Beta$ bestimmt, um die Eindeutigkeit ihrer Bestimmbarkeit bezüglich einer Zielfunktion zu untersuchen.

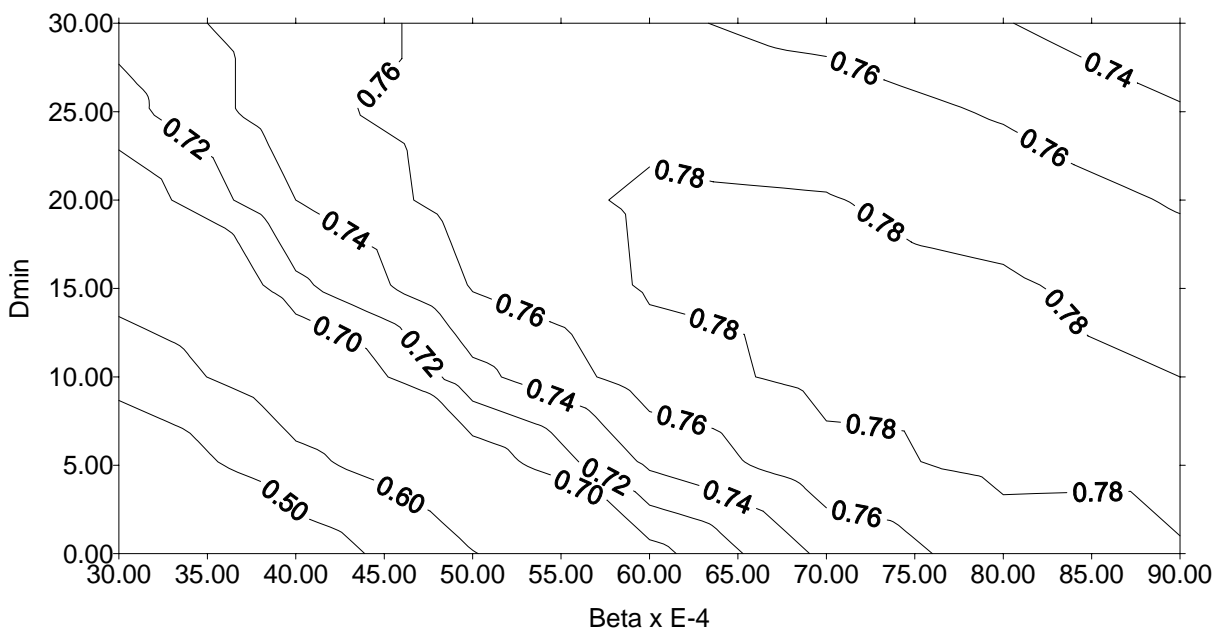


Abbildung 7.3: Konturlinien der ln Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und $Beta$

Es liegt, wie in Abbildung 7.3 zu sehen ist, nur ein Optimumsbereich vor. Doch sind die ln Eff Konturlinien im Bereich des Optimums langgestreckte Ellipsen. Das bedeutet, daß nahe dem Optimum ln Eff insensitiv auf die entsprechenden Parameteränderungen reagiert und

eine eindeutige Bestimmung der optimalen Parameterwerte nur schwer möglich ist. Die Konturlinien von Eff und von Q_{ber}/Q_{gem} erlauben keine eindeutige Parameteranpassung. Im Parameterraum D_{min} und b (BSF) (Abbildung 7.4 und Abbildung 7.5) liegt ebenfalls nur ein lokales Optimum für die Zielfunktionen $\ln \text{Eff}$ und Eff vor. Besonders die Konturlinien von Eff zeigen eine gute Bestimmbarkeit der optimalen Parameter anhand dieser Zielfunktion.

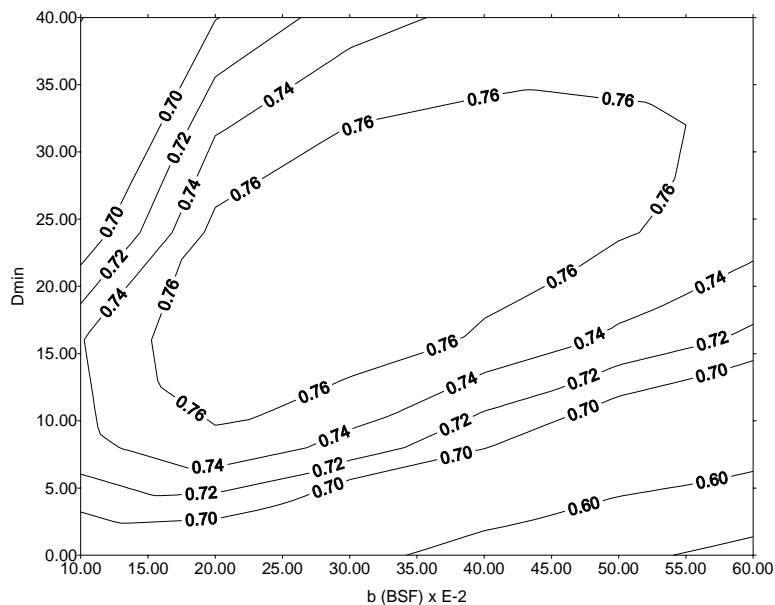


Abbildung 7.4: Konturlinien der \ln Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und b (BSF)

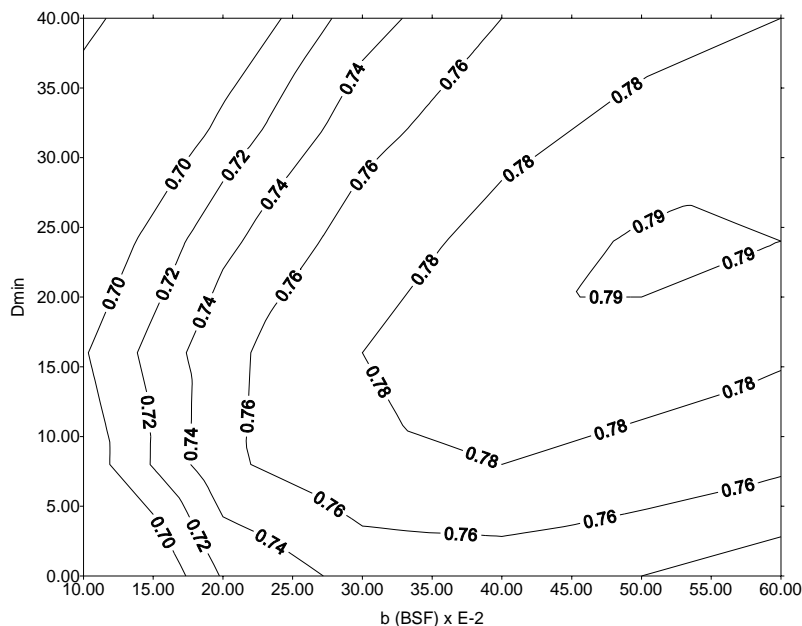


Abbildung 7.5: Konturlinien der Modelleffizienz im Parameterraum D_{min} und b (BSF)

Wie oben erwähnt erweist es sich als schwierig das Modell für beide Zielfunktionen gleichzeitig zu kalibrieren. Dies ist auch aus den Abbildung 7.4 und Abbildung 7.5 ersichtlich, da für $\ln \text{Eff}$ die optimalen Werte für b (BSF) = 0,2 und D_{min} = 16 folgen ($\ln \text{Eff}$ = 0,779, Eff = 0,775), während sich für Eff die optimalen Werte b (BSF) = 0,5 und D_{min} = 24 ($\ln \text{Eff}$ = 0,762, Eff = 0,791) ergeben. Beide Parameterkombinationen liefern ähnlich gute Gütemaße. Doch ergeben sich bei der ersten Parameterkombination ein mittlerer Basisabfluß von ca. $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und bei der zweiten ein Basisabfluß von $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$.

Im letzten Kalibrierungsdurchgang wurde eine Korrelation der Parameter Beta und EQB, die ja den Basisabfluß maßgeblich kontrollieren bezüglich der Gütemaße vermutet. Die folgenden

Schnitte durch das Hyperellipsoid der Zielfunktionen konnten dies nicht bestätigen (Abbildung 7.6, Abbildung 7.7).

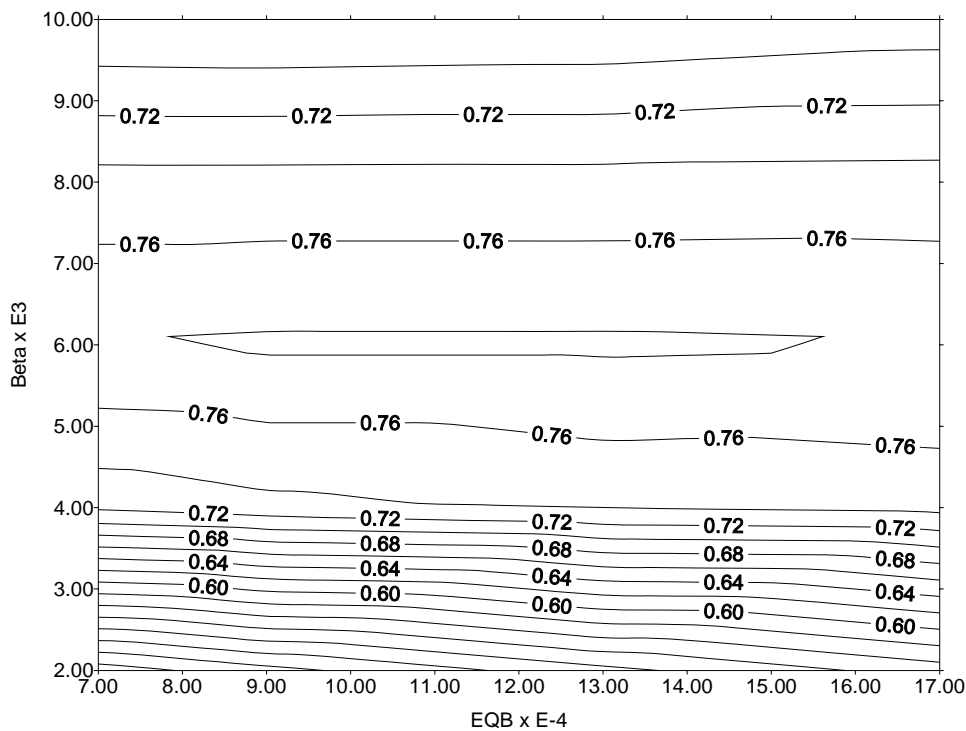


Abbildung 7.6: Konturlinien der In Modelleffizienz im Parameterraum Beta und EQB

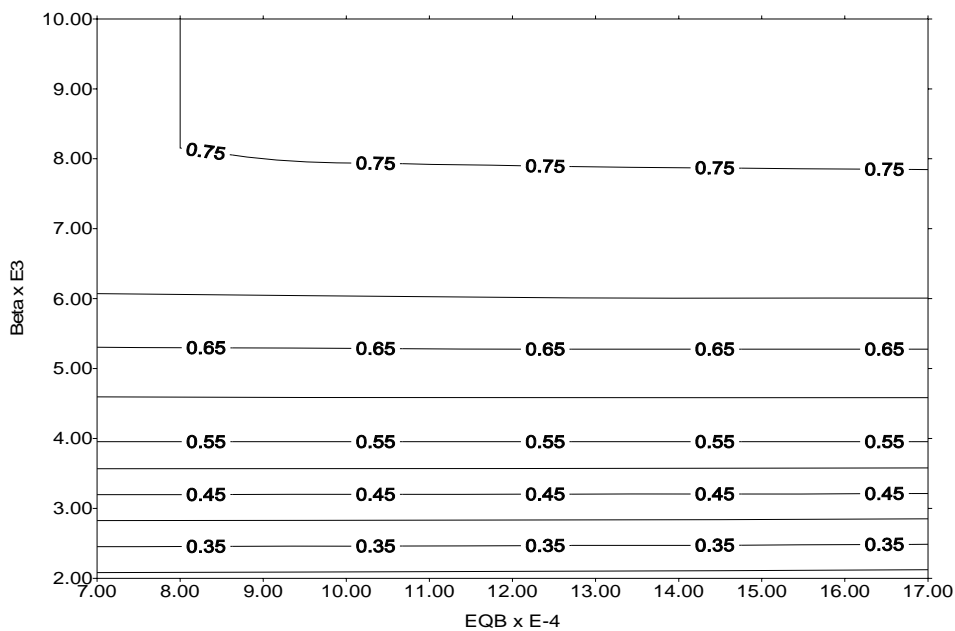


Abbildung 7.7: Konturlinien der Modelleffizienz im Parameterraum Beta und EQB

Es wird ersichtlich, daß das Modell bezüglich der verwendeten Gütemaße sehr insensitiv auf EQB reagiert. Dies hat sich auch während den Kalibrierungsdurchgängen gezeigt, als ähnliche Werte der Gütemaße für EQB = 30.000 und EQB = 130.000 erhalten wurden.

7.1.3 Beurteilung der Kalibrierung Deggenhauser Aach

Das Modell läßt sich nur schlecht an Hoch- und Niedrig-/Mittelwasser gleichzeitig anpassen. Dies zeigt sich bei Betrachtung der Zielfunktionen $\ln \text{Eff}$ und Eff im Parameterraum D_{min} und b (BSF) und der daraus unterschiedlichen optimalen Wertepaare für D_{min} und b .

Ebenfalls fällt dieses Problem bei der Betrachtung der berechneten und gemessenen Ganglinie auf.

Dieses Problem zeigt sich gleich am Anfang des ersten Kalibrierungsdurchlaufs, als versucht wurde den Basisabfluß an die Niedrigwasserabflüsse anzupassen. Da dies nicht gelang wurde ein größerer Zwischenabfluß angenommen. Anschließend ist aber eine gute Anpassung des Direktabflusses nicht mehr möglich. In den beiden letzten Kalibrierungsdurchläufen und den erfolgten Betrachtung der Schnitte durch das Hyperellipsoid der Zielfunktionen im Parameterraum Dmin Beta (Abbildung 7.4 und Abbildung 7.5) bestätigt sich die Vermutung, daß hydrologisch betrachtet, zwei verschiedene Kombinationen der Speichereigenschaften des Zwischen- und Basisabflusses gute Ergebnisse liefern. Einerseits konnte ein generell niedriger Basisabfluß von ca. 0,3 m³/s im langjährigen Mittel mit einem deutlich vergrößerten Zwischenabfluß mit großer Speicherkonstante gute Gütemaße liefern und andererseits konnte ein Basisabfluß mit ca. 0,4 m³/s im langjährigen Mittel mit einem deutlich geringeren und schnelleren Zwischenabfluß gute Ergebnisse liefern.

Es kann angenommen werden, daß eine modelltechnische Aufteilung des Interflow, in einen schnellen und einen langsamen Interflow, erfolgreicher wäre.

Die Überschätzung des Abflußvolumens um 10% liegt im Bereich der Wahrscheinlichkeit der Meßfehler des Abflusses.

7.1.4 Pegelkontrollbereich Uhdlingen - Seefelder Aach

Ausgangsparametersatz war der optimale von der Kalibrierung der Deggenhauser Aach und es konnte in 27 Parametervariationen ein Optimum gefunden werden. Dabei konnten deutlich bessere Gütemaße als bei der Kalibrierung der Deggenhauser Aach erzielt werden. Bei der Kalibrierung wurden die Verzweigungen, Überleitungen und das Hochwasserrückhaltebecken anfangs nicht berücksichtigt, um eine Aufteilung des Abflusses in Basis-, Zwischen- und Direktabfluß am Gebietsauslaß für die Kalibrierung zu erhalten. Ebenso wurden am Pegel Neufrach die berechnete Ganglinie und die Abflußkomponenten verwendet.

Tabelle 7.3: Optimierte Parameter für den Pegelkontrollbereich Uhdlingen

Bodenspeicher				Gebietsspeicher			Nieder- schlag	Gütemaße		
Beta	Dmin	Dmax	b (BSF)	EQD	EQI	EQD	N-BW	Eff	ln Eff	Qber/ Qgem
0,005	18,0	15,0	0,20	130000	6000	550	1,00	0,853	0,830	1,070

Bei der Kalibrierung wurde wie bei der Kalibrierung der Deggenhauser Aach vorgegangen: zuerst eine optische Anpassung des Basis- und Zwischenabflusses und dann Variationen sämtlicher Parameter - ausgehend von der besten optischen Anpassung. Es ergaben sich dabei die gleichen Probleme wie oben erwähnt: schlechte Anpassung des Basisabfluß an die Niedrigwasserperioden, Überschätzung der Abflußvolumina.

Nach der Kalibrierung wurden die im Feld untersuchten Verzweigungen, Überleitungen und das Hochwasserrückhaltebecken im Modell aktiviert. Es konnten keine nennenswerten Auswirkungen auf die Gütemaße beobachtet werden. Doch die Verwendung der gemessenen Ganglinie anstelle der berechneten am Pegel Neufrach ergab eine wesentliche Verbesserung der Gütemaße. Die ln Modelleffizienz erreichte einen Wert von 0,897 und die Modelleffizienz einen Wert von 0,926.

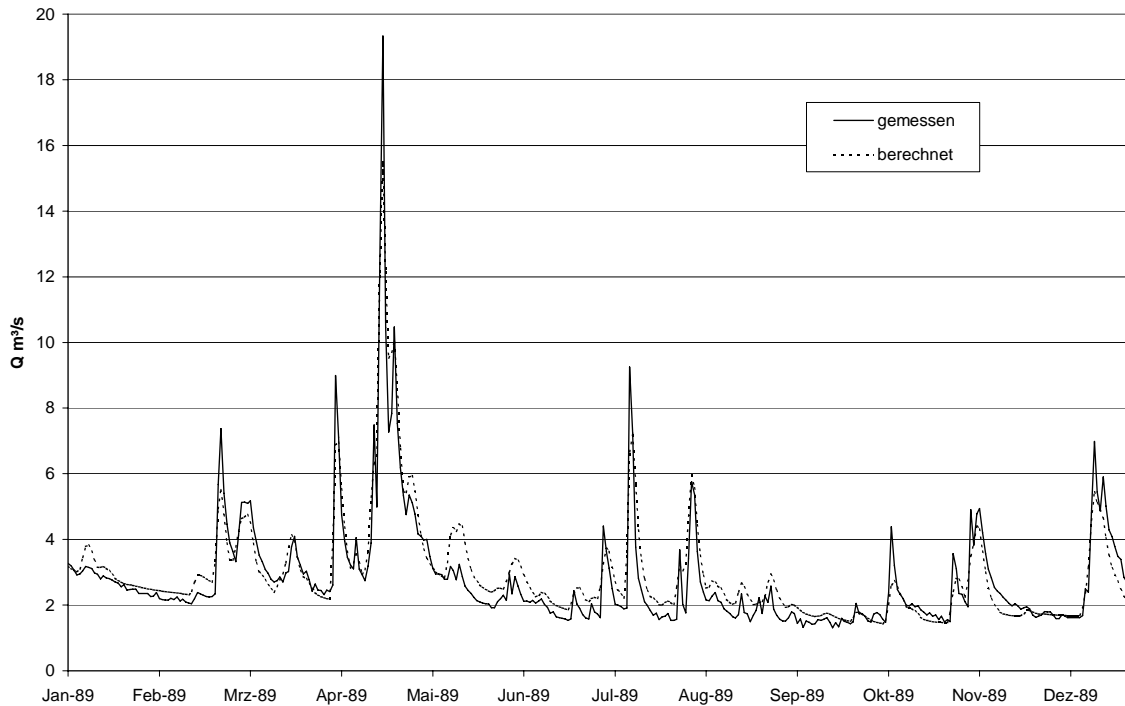


Abbildung 7.8: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Uhdingen 1989 für das kalibrierte WHM Seefelder Aach

7.1.5 Allgemeine Überlegungen und Bewertung der Kalibrierung

Die Kalibrierungsdurchläufe der Deggenhauser Aach haben gezeigt, daß es generelle Probleme bei der Anpassung an die gemessene Ganglinie gibt. Besonders die Anpassung des Basisabflusses an die Niedrigwasserperioden hat sich als problematisch erwiesen. Durch eine Absenkung des Basisabflusses und eine geringe Amplitude einhergehend mit einer Vergrößerung des Zwischenabflußspeichers konnte eine Optimierung beider Gütemaße Eff und ln Eff, mit größerer Gewichtung der ln Eff, erreicht werden. Doch dabei werden nun generell Hochwasserereignisse unterschätzt und die Niedrig- und Mittelwasserperioden kurz nach den Hochwasserereignissen überschätzt. Dies ist auf die langsame Reaktionszeit des Direktabflusses zurückzuführen. Eventuell bedeutet dies, daß im Einzugsgebiet mehr Speicher oder Prozesse aktiv sind als im Modell abgebildet werden.

Wenn die erzielten Gütemaße für die Seefelder Aach mit den Gütemaßen der 16 Teilgebiete der Weser in der Kalibrierungsperiode verglichen werden (BREMICKER 1998), zeigt sich, daß eine etwas schlechtere Modellierung für die Seefelder Aach vorliegt. Bei der Weser wurde im Mittel ein Wert von 0,88 für die Modelleffizienz Eff und ein Wert von 0,90 für die logarithmierte Modelleffizienz ln Eff erreicht. Die mittlere Größe der Teileinzugsgebiete beträgt dabei aber ca. 10.000 qkm (Rastergröße 192,6 qkm). Es ist ein Zusammenhang von Einzugsgebietsgröße mit der Modelleffizienz und der logarithmierten Modelleffizienz zu beobachten (Abbildung 7.9). Die Korrelation ist aber sicher unter anderem beeinflusst von der Güte der meteorologischen Daten und im besonderen von der Anzahl der Niederschlagsstationen pro Einzugsgebiet. Diese Anzahl der Niederschlagsstationen in dem jeweiligen Untersuchungsgebiet ist sehr eng mit der Fläche korreliert. So hat bei einer mittleren Niederschlagsstationsdichte von ca. 4 Stationen pro 1.000 km² im Einzugsgebiet der Weser ein Teilgebiet mit 10.000 km² ca. 40 Stationen.

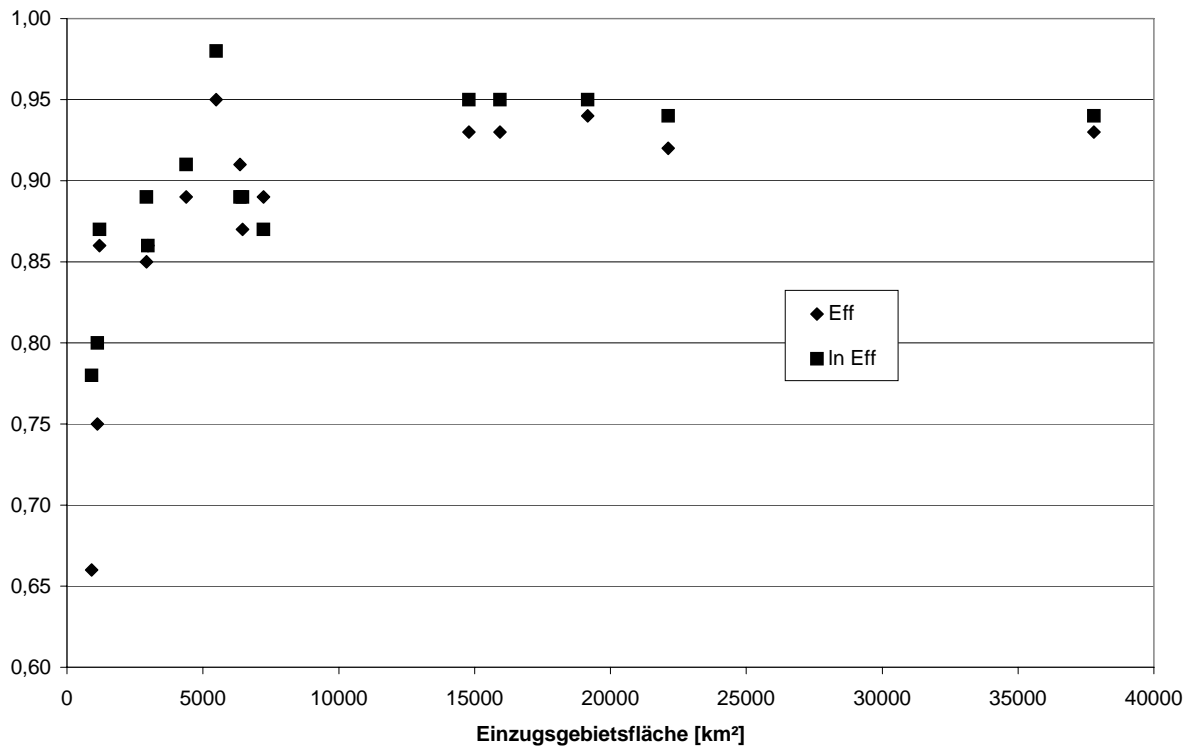


Abbildung 7.9: Werte der Modelleffizienz (Eff) und der logarithmierten Modelleffizienz (In Eff) von 16 Teileinzugsgebieten der Weser in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsfläche.

Werden die Gütemaße der 43 Teileinzugsgebiete des Neckarmodells (LUDWIG 1999), die kleiner gleich 2000 km² sind, betrachtet ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 7.10).

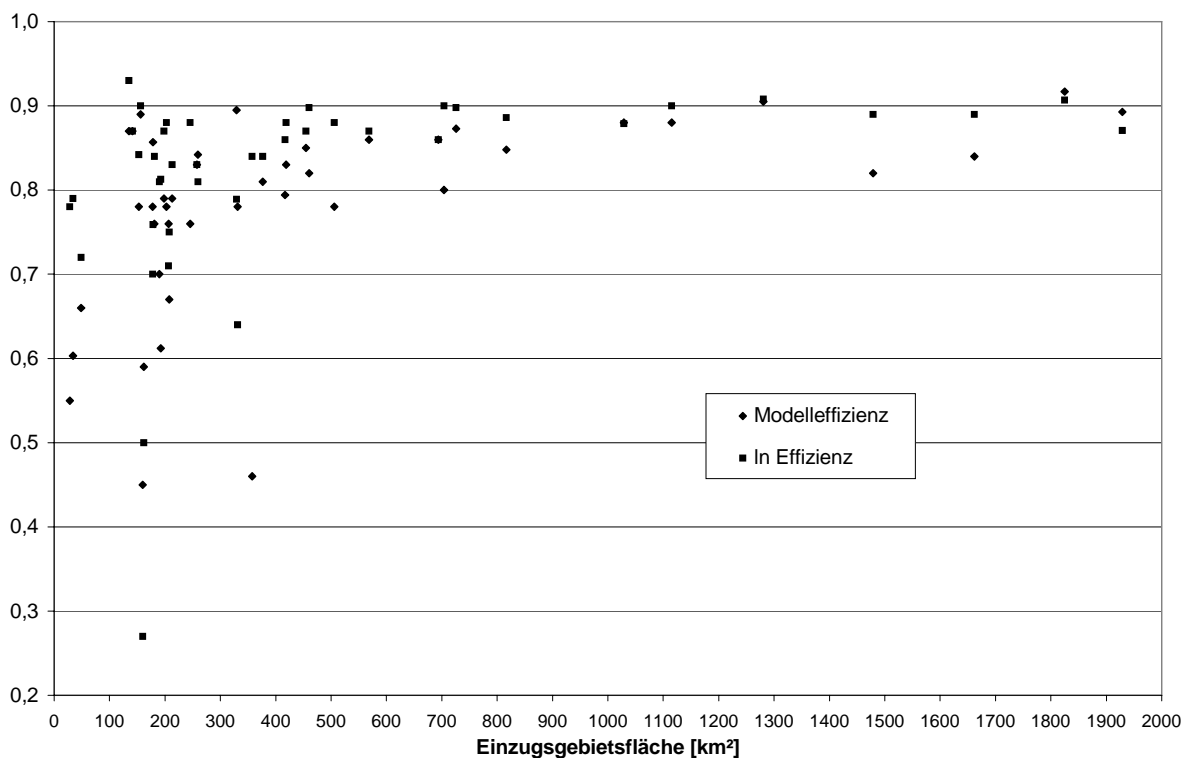


Abbildung 7.10: Werte der Modelleffizienz (Eff) und der logarithmierten Modelleffizienz (In Eff) von 41 Teileinzugsgebieten des Neckars in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsfläche.

Es werden im Mittel ein Wert für die Modelleffizienz Eff von 0,80 und für die logarithmierte Modelleffizienz $\ln \text{Eff}$ von 0,83 bei einer mittleren Einzugsgebietsgröße von ca. 1600 km² erreicht. Die bei der Kalibrierung der Seefelder Aach erreichten Gütemaße sind etwas besser. Der Zusammenhang von Einzugsgebietsgröße und Modellgüte beim Wasserhaushaltsmodell Neckar ist nicht so eindeutig, doch fällt hier auf, daß ab einer Einzugsgebietsfläche von 300 bis 400 km² die Variabilität der Güteparameter Eff und $\ln \text{Eff}$ stark zurückgeht, und die Werte auf einem hohen Niveau bleiben. Die Dichte der Niederschlagsstationen beträgt im Mittel 13 Stationen pro 1000 km², und damit sind im Mittel 4 bis 5 Stationen in den Teilgebieten mit 300 bis 400 km². Es könnte daraus die Schlußfolgerung gezogen werden, daß LARSIM in seiner derzeitigen Ausbaustufe und mit den verwendeten Meßdaten eine gewisse Untergrenze in der Größe des Untersuchungsgebietes und der damit verbundenen meteorologischen Meßnetzdicke hat im Hinblick auf die Gütemaße Modelleffizienz Eff und logarithmierte Modelleffizienz $\ln \text{Eff}$. Die Seefelder Aach mit 272 km² und 2 Niederschlagsstationen im Gebiet ist vermutlich eher am unteren Ende dieser Grenze. Für eine genaue Bestimmung der Abhängigkeit der Modellgüte von der Einzugsgebietsgröße müßten Testgebiete mit einer hohen räumlichen und zeitlichen hydrometeorologischen Meßnetzdicke untersucht werden.

7.1.6 Einfluß der Kläranlagenabläufe auf den Niedrigwasserabfluß

Es existieren im Einzugsgebiet der Seefelder Aach 12 Kläranlagen mit einem Jahresvolumen von 8650000 m³ (BORCHARDT 1999). Dabei hat die größte Anlage bei Uhdlingen schon ein Volumen von 4940000 m³, die erst unterhalb des Pegels Uhdlingen eingespeist werden und damit keinen Einfluß auf die Modellierung haben. Es bleiben daher 3710000 m³/a, die oberhalb des Pegels Uhdlingen aus den Kläranlagen eingeleitet werden. Dies entspricht ca. 118 l/s, wenn ein konstanter Ablauf angenommen wird. Die Berücksichtigung dieser Kläranlagenabläufe im Modell ist aber nur gerechtfertigt, wenn Information zur Wasserversorgung der Gemeinden im Einzugsgebiet vorliegen. Falls die Wasserversorgung mit Wasser aus dem Einzugsgebiet geschieht (dies ist nach mündlichen Angaben des zuständigen Wasserwirtschaftsamtes der Fall), müssen die Entnahmestellen im Modell berücksichtigt werden. Falls es sich um eine Fremdwasserversorgung handelt werden die Ablaufmengen einfach aufgeschlagen. Für diesen Fall sollen die folgenden Betrachtungen durchgeführt werden.

Ein Vergleich mit den Niedrigwasserkenngrößen ergibt, daß eine Niedrigwasseraufhöhung um 10% nur mit einer Jährlichkeit von 2 Jahren für ein MN7Q eintreten würde, falls ein konstanter Ablauf angenommen wird.

Wenn nun nur das Teilgebiet Deggenhauser Aach betrachtet werden, scheint der Einfluß der Kläranlagenabläufe auf die Niedrigwasserabflüsse noch geringer zu sein. Hier ist nur eine Erhöhung von 5% des MN7Q mit einer Jährlichkeit von 2 Jahren zu erwarten.

Zu überlegen ist nun inwieweit die Kläranlage Uhdlingen mit ihrem Abflußvolumen von ca. 50000000 m³/a (1571/s) nicht die Wasserbilanz beeinflusst, falls dieses Wasser aus dem Einzugsgebiet des Pegels Uhdlingen entnommen wird. Doch nach persönlichen Mitteilungen wird ein Großteil des Abwassers aus einem benachbarten Einzugsgebiet übergeleitet. Ansonsten würden die 1571/s 5 % des MQ am Pegel Uhdlingen ausmachen

Zu untersuchen wären auch weitere wasserwirtschaftliche Maßnahmen, die den Wasserhaushalt der Seefelder Aach bis zum Pegel Uhdlingen beeinflussen können. In Frage kommen dabei Fremdwasserversorgungen und Überleitungen sowie Speicherbewirtschaftung. Des weiteren werden bei den folgenden Berechnungen die Kläranlagenabläufe nicht berücksichtigt, da keine ausreichenden Informationen zur Wasserversorgung vorliegen.

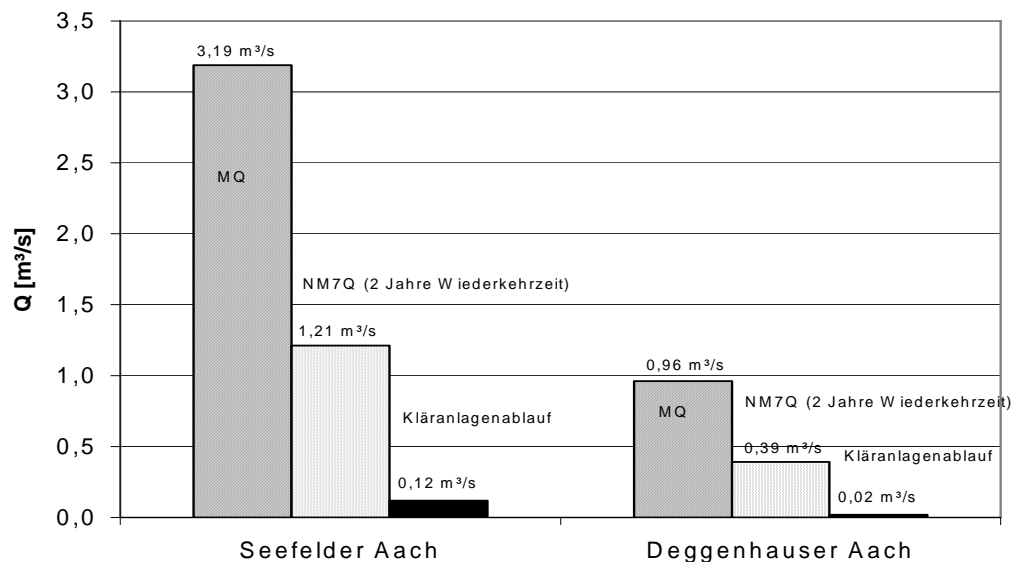


Abbildung 7.11: Vergleich der Abflußmittelwerte, der 7 tägigen Mittelwerte des Niedrigwassers mit einer Wiederkehrzeit von 2 Jahren und der Kläranlagenabläufe für Pegel Neufrach und Uhldingen.

7.2 Modellvalidierung

Es werden simultan beide Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach und Deggenhauser Aach für den Zeitraum 01.01.1992 bis 31.12.1996 validiert. Das heißt, daß zuerst das Wasserhaushaltsmodell Deggenhauser Aach validiert wird und dann das Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach, wobei am Pegel Neufrach die berechneten Abflüsse eingesetzt werden.

7.2.1 Ergebnisse

Die Gütemaße der Validierung sind Tabelle 7.4 zu entnehmen. Das Abflußvolumen wird für fast alle Jahre an beiden Pegeln deutlich überschätzt. Für die gesamte Validierungsperiode beträgt diese Überschätzung ca. 20%, das sind 10% mehr für den Pegel Neufrach und 15 % mehr für den Pegel Uhldingen gegenüber dem Kalibrierungszeitraum. Trotz der Berücksichtigung des wahrscheinlichen Ausfall des Pegels Neufrach im Juni 1995 ist in diesem Jahr die Modelleffizienz am schlechtesten (Abbildung 7.12). Die Gütemaße Eff und ln Eff verschlechtern sich für die gesamte Validierungsperiode ebenfalls deutlich. Für den Pegel Uhldingen wurden etwas bessere Gütemaße als bei der Deggenhauser Aach erzielt. Vor allem was das Jahr 1995 betrifft (Abbildung 7.14), in dem die Validierung für das Teilgebiet Deggenhauser Aach die schlechteste Modelleffizienz erreichte.

Tabelle 7.4: Gütemaße des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach für die Validierungsperiode

	Gütemaße der Validierungsperiode und die einzelnen Jahre					
	Pegel Neufrach			Pegel Uhldingen		
	Eff	ln Eff	Qber/Qgem	Eff	ln Eff	Qber/Qgem
1992	0,332	0,650	1,323	0,646	0,729	1,236
1993	0,531	0,579	1,067	0,479	0,551	1,240
1994	0,448	0,634	1,225	0,498	0,598	1,215
1995	0,283	0,585	1,201	0,564	0,673	1,242
1996	0,525	0,446	1,173	0,561	0,464	1,189
1992-1996	0,409	0,652	1,192	0,608	0,683	1,218

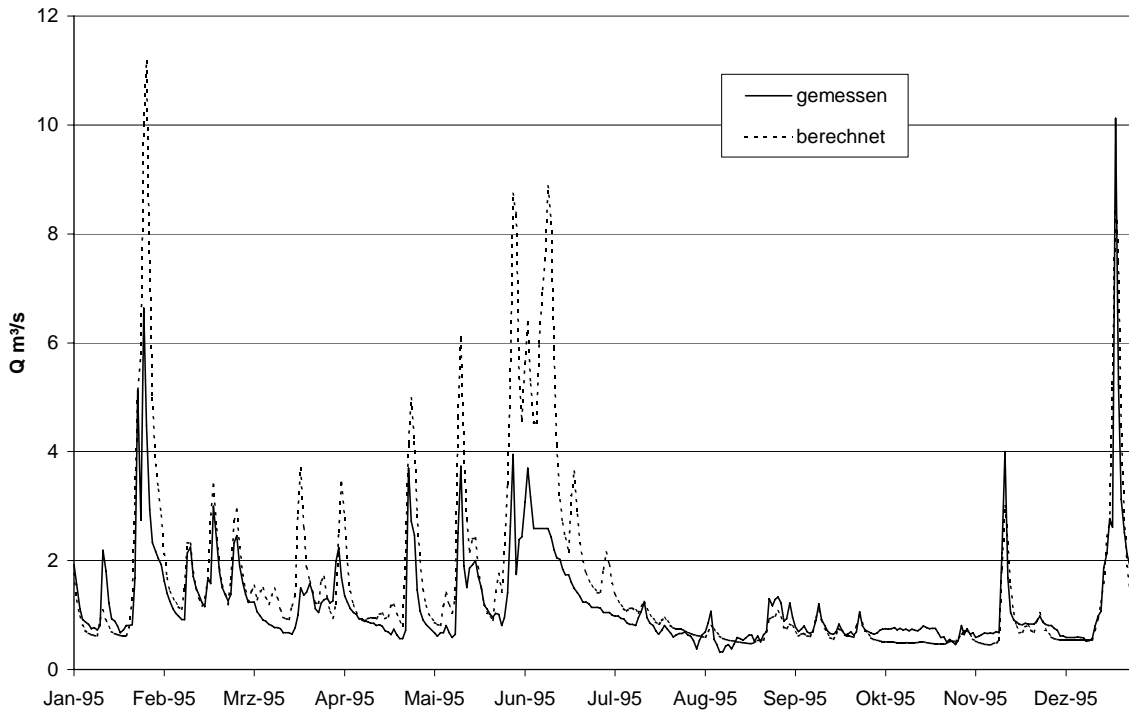


Abbildung 7.12: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Neufnach bei der Validierung für 1995

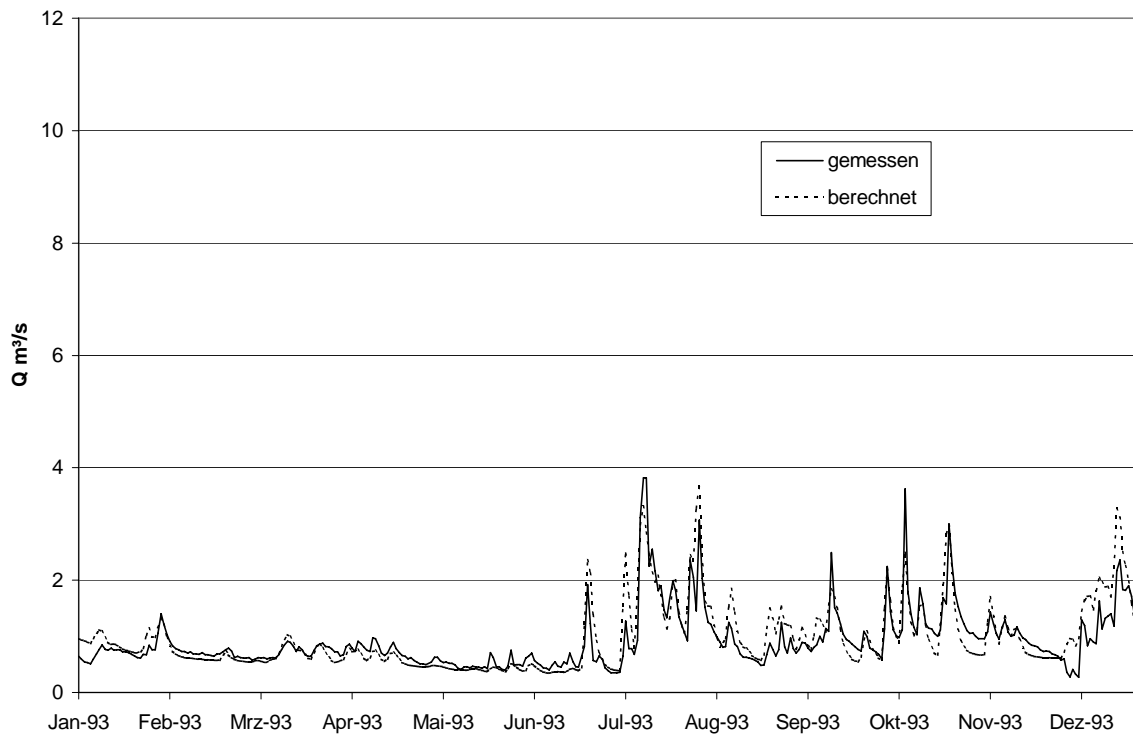


Abbildung 7.13: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Neufnach bei der Validierung für 1993

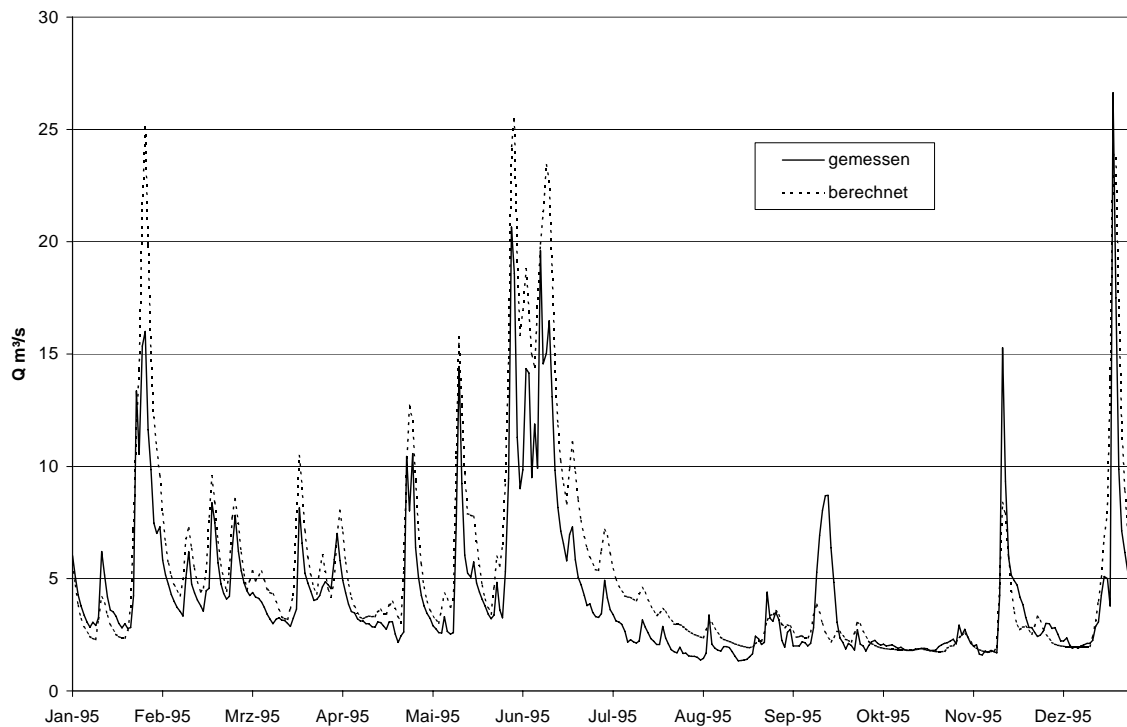


Abbildung 7.14: Gemessene und berechnete Abflußganglinie Pegel Uhdingen bei der Validierung für 1995

7.2.2 Diskussion und Beurteilung der Validierung bezüglich des mittleren jährlichen Wasserhaushaltes

Aufgrund der auffällig schlechten Validierungsergebnisse werden die hydrologischen Situationen der Kalibrierungs- und der Validierungsperiode bezüglich der gemessenen Niederschlag- und Abfluß- und berechneten Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) der beiden Teilgebiete miteinander verglichen (Abbildung 7.15).

Es zeigt sich, daß der Pegelkontrollbereich Neufrach in der Periode 1992-1996 um ca. 4 % mehr Niederschlag erhält als in der Periode 1988-1991. Doch die Abflußmengen in der zweiten Periode lagen um ca. 1 % unter der Abflußmenge des ersten Periode. Während also in der ersten Periode 38,8 % des Niederschlags zum Abfluß kommen sind es in der zweiten nur 36,8 %. Eine Betrachtung dieser Abweichungen der Niederschlags-Abflußverhältnisse kann aber nur dann gültig sein, wenn die Meßfehler zufällig waren bzw. kein Trend in den Meßfehler vorliegt. Falls der Pegel zum Beispiel zwischen der Kalibrierungs- und Validierungsperiode verlandet oder umgebaut wurde, dann liegen alle Abweichung im Bereich der möglichen Meßfehler. Das gleiche gilt für die Niederschlagsmessung.

Falls nun aber doch ein unterschiedliches hydrologische Verhalten des Einzugsgebietes für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode vorliegt, scheint das Modell dies nicht abbilden zu können und das Abflußvolumen der Validierungsperiode wird um weitere 10% mehr überschätzt als in der Kalibrierungsperiode. Wahrscheinlicher findet eine zu niedrige Berechnung der Evapotranspiration statt.

Doch könnten ebenso Abweichungen in der Größe und Lage des unterirdischen Einzugsgebietes zum oberirdischen zu Fehlern in der Gesamtbilanz führen. In diesem Falle könnte ein Grundwasserabstrom erfolgen, so daß das unterirdische Einzugsgebiet kleiner ist als das oberirdische und es bei der Modellberechnung zu einer Überschätzung der Abflußvolumen kommt..

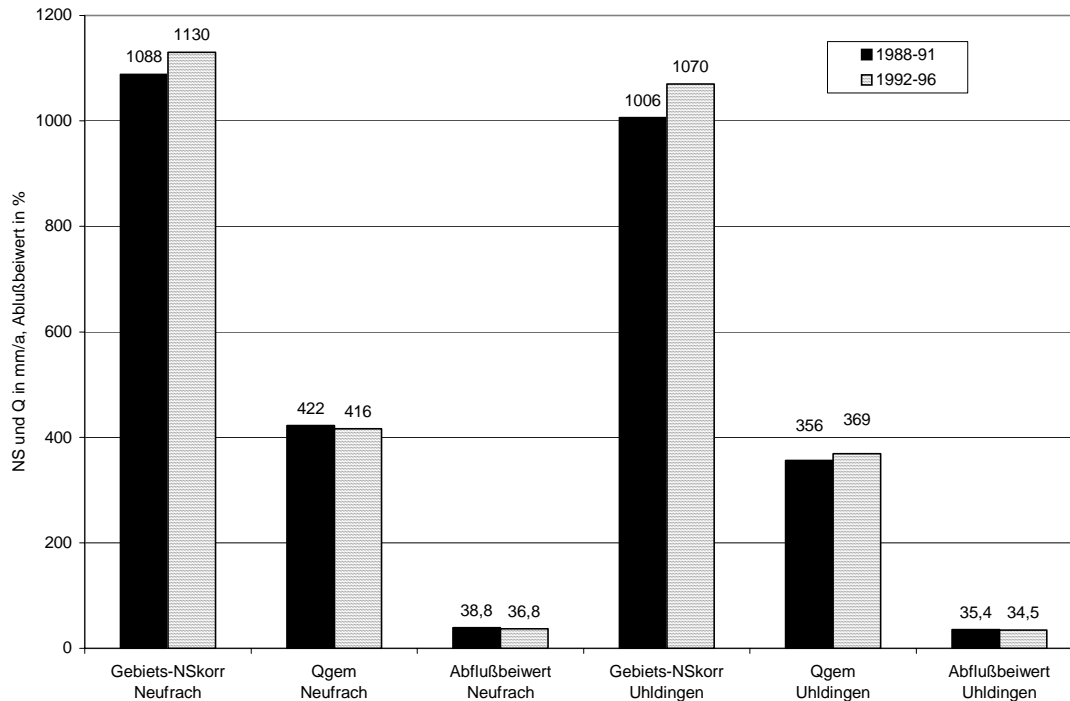


Abbildung 7.15: Korrigierter Gebietsniederschlag (Gebiets-Nskorr), gemessener Abfluß (Qgem) und Abflußbeiwert (in %) Pegel Neufrach und Uhldingen für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum

Betrachtet man nun die Niederschlags- und Abflußsummen für Uhldingen ergibt sich ein ähnliches Bild wie für den Pegelkontrollbereich Neufrach, nur daß die Unterschiede in den Niederschlags-Abflußverhältnissen der zwei Perioden geringer sind. In der Periode 1988-1991 kommen 35,4 % des Niederschlags zum Abfluß. In der Periode 1992-1996 dagegen nur 34,5 %. In der zweiten Periode fallen 6,4% mehr NS als in der ersten und es fließen aber nur 3,5 % mehr ab. Hier kann natürlich argumentiert werden, daß ja schon ein Teil der Überschätzung des Abflußvolumens im Gebiet der Deggenhauser Aach stattfindet.

Hierzu soll ein Lauf des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach mit der gemessenen Ganglinie am Pegel Neufrach Aufschluß geben. Es wurden folgende erheblich bessere Gütemaße erzielt:

Für 1988-1991: $\ln \text{Eff} = 0,926$, $\text{Eff} = 0,897$ und $Q_{\text{ber}}/Q_{\text{gem}} = 1,040$

Für 1992-1997: $\ln \text{Eff} = 0,786$, $\text{Eff} = 0,810$ und $Q_{\text{ber}}/Q_{\text{gem}} = 1,146$

Ein Vergleich der Gütemaße Eff und $\ln \text{Eff}$ am Pegel Uhldingen (für Kalibrierungszeitraum und Validierungszeitraum) mit gemessener Ganglinie am Pegel Neufrach mit den Gütemaßen mit berechneter Ganglinie am Pegel Neufrach zeigt, daß ein großer Anteil der Verschlechterung der Gütemaße auf die Verschlechterung bei der Modellierung des Gebietes der Deggenhauser Aach zurückzuführen ist.

Ein Vergleich der räumlichen Verteilung der jährlichen gemessenen Niederschlagssummen der zwei Perioden zeigt, daß nicht nur ein Unterschied der absoluten Summen vorliegt sondern die räumlichen Kontraste in den Niederschlagsmengen sich verändern.

In der Kalibrierungsperiode ist die Differenz der zwei zentralen Niederschlagsstationen größer als 280 mm während in der Validierungsperiode die Differenz nur 160 mm beträgt und dies bei insgesamt höheren Niederschlagssummen.

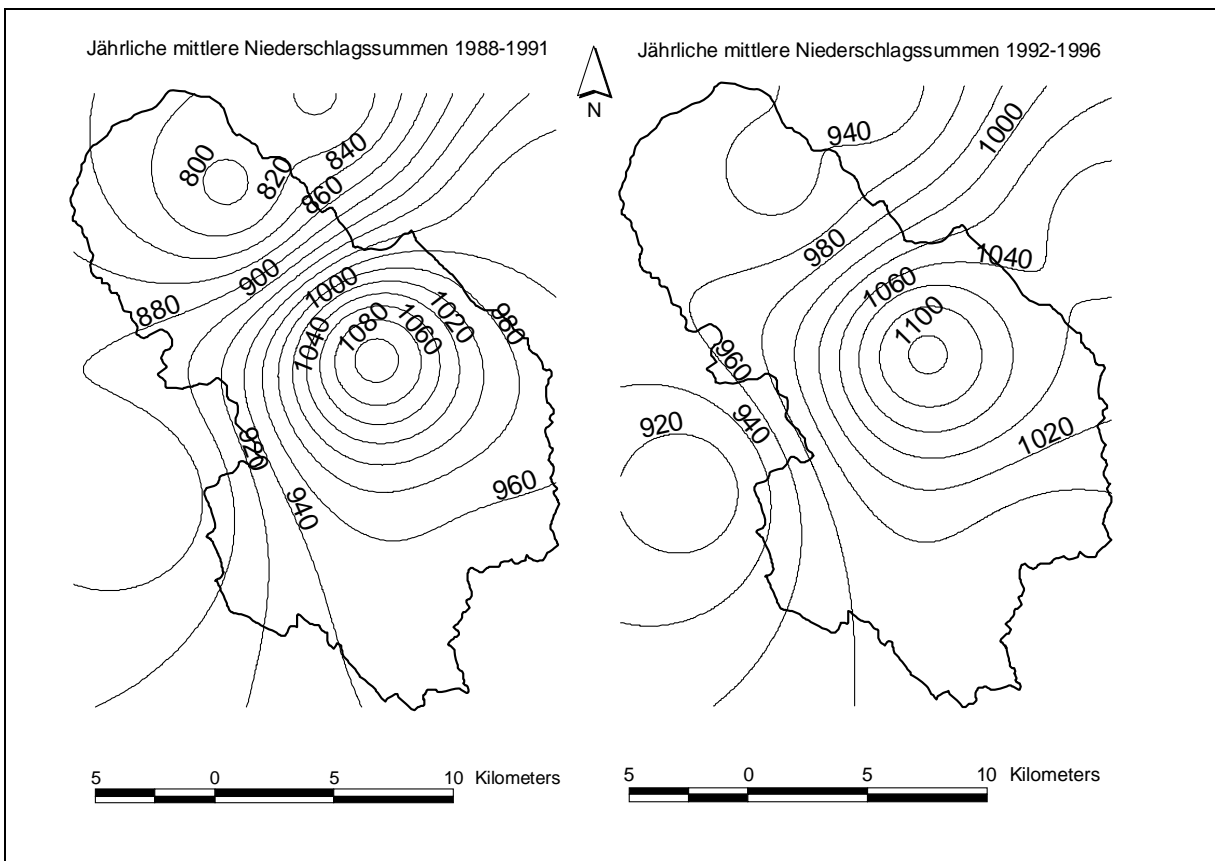


Abbildung 7.16: Interpolierte gemessene Niederschlagsverteilung der Seefelder Aach für den Kalibrierungs- und den Validierungszeitraum.

Aufgrund der relativ großen Überschätzung des Abflußvolumens und der Tatsache, daß, wie in Kapitel 7.3.2 erwähnt, die Niederschlagsstation 70163 nicht repräsentativ ist, wurde der Wasserhaushalt ohne Berücksichtigung dieser Station berechnet. Es ergaben sich für den Kalibrierungszeitraum geringfügig verbesserte In Eff Werte und leicht verschlechterte Eff Werte. Das Abflußvolumen wurde um ca. 7 % unterschätzt. Für den Kalibrierungszeitraum ergaben sich deutlich verbesserte Werte der Gütemaße. Doch wurde das Abflußvolumen um ca. 10% überschätzt. Damit besteht für diese Berechnungsvariante das gleiche Problem, daß das Abflußvolumen sich für den Validierungszeitraum um einiges erhöht. Eine optische Verbesserung der Anpassung der berechneten Ganglinie an die gemessene konnte nicht erreicht werden. Aus diesem Grund wurde es als nicht nötig erachtet bei den weiteren Berechnungen die Niederschlagsstation 70163 wegzulassen.

Eine Ursache der fehlerhaften Berechnung der Wasserbilanz kann eine falsche Ermittlung der Verdunstungsmengen sein. Die Evapotranspiration wird hauptsächlich durch die Landnutzung und deren Parametrisierung kontrolliert. Die Probleme der Parametrisierung, die unzureichenden Literaturwerte, wurde in Kapitel 7.2.2 erläutert. Der Blattflächenindex nimmt bei der Berechnung der Evapotranspiration und der Interzeption eine große Bedeutung ein (DYCK & PESCHKE 1995, 185 ff). Daher wurde beispielhaft der Blattflächenindex für die Landnutzungen "Acker" und "Grünland" in den Sommermonaten um ca. 50% erhöht. Die Landnutzungen "Acker" und "Grünland" nehmen über 50% des Einzugsgebietes ein. Die Abflußsummen werden am Pegel Uhdlingen in der Kalibrierungsperiode um 5% und in der Validierungsperiode um 6% weniger überschätzt als bei der ursprünglichen Parametrisierung der Landnutzung. Doch das Problem, daß im Validierungszeitraum der Fehler sich vergrößert, wird dabei nicht behoben.

7.3 Fazit

Das Wasserhaushaltsmodell konnte nur mit Problemen kalibriert werden. Besonders die optische Anpassung des berechneten Basis- und Zwischenabflusses an die gemessene Ganglinie bereitete Schwierigkeiten. So kam ein geringer Basis- und relativ ein großer Zwischen- und Direktabflußanteil im Modell zustande (im Mittel 32% Basisabfluß, 28% Zwischenabfluß und 40% Direktabfluß). Hochwasserereignisse werden leicht unterschätzt, und besonders nach Hochwasserereignissen findet eine Überschätzung des Abflusses statt. Für das gesamte Gebiet findet eine Überschätzung der Abflußvolumina um 7% statt, was im Bereich der Abflußmeßgenauigkeit liegt.

Es wird vermutet, daß eine modelltechnische Aufteilung des Zwischenabflusses in eine schnelle und eine langsame Komponente den Gebietseigenschaften besser gerecht werden würde.

Es wurden für verschiedene Parameterkombinationen der Boden- und Gebietsspeicher die Querschnitte durch das Hyperellipsoid der Zielfunktion dargestellt. Es konnte dabei gezeigt werden, daß für die Bodenparameterkombinationen D_{min} und b die Zielfunktion "Modelleffizienz Eff " und die zweite verwendete Zielfunktion "logarithmierte Modelleffizienz $\ln Eff$ " zu verschiedenen optimalen Kombinationen der beiden Parameter führt. Desweiteren konnte auch festgestellt werden, daß die verwendeten Gütemaße für Parameterveränderungen des Basisabflußspeichers sehr insensitiv sind.

Bei der Validierung wurde eine deutliche Verschlechterung der logarithmierten Modelleffizienz als auch der Modelleffizienz erzielt, was besonders auf die schlechte Modellierung des Teilgebietes der Deggenhauser Aach und auf die Überschätzung der Abflußvolumina im Validierungszeitraum um 22% zurückzuführen ist. Diese Überschätzung kann auf die schlechte Eingangsdatensituation, auf Probleme bei der Modellierung der Evapotranspiration und unterschiedliche unter- und oberirdische Einzugsgebiete zurückgeführt werden. Bezüglich der Modellierung der Evapotranspiration könnte eine genauere Untersuchung der Parametrisierung der Landnutzung weiterhelfen. Teilweise wurden ja Werte des Blattflächenindex, der Albedo, des aerodynamischer Widerstands und des Oberflächenwiderstands geschätzt, da keine Literaturangaben gefunden werden konnten. Desweiteren kann auch eine detaillierte Ermittlung der Landnutzungsklassen die Verdunstungsverhältnisse besser darstellen. So werden bei der vorliegenden Landsat-Klassifizierung zum Beispiel in der Landnutzungsklasse Acker verschiedene Kulturen, die bezüglich der Verdunstung ein sehr unterschiedliches Verhalten aufweisen, dargestellt. Beispielhafte Veränderungen des Blattflächenindices haben gezeigt, daß weiterhin eine Verschlechterung der Berechnung der Wasserbilanz bei der Validierung gegenüber der Kalibrierung stattfindet und es bei einer deutlichen Überschätzung der Abflußsummen bleibt. Doch der entscheidende wichtige Punkt der berücksichtigt werden muß ist die hydrometeorologische Datengrundlage. Dies tritt bei der entscheidenden Modelleingangsgröße, dem Niederschlag, deutlich hervor. Da nur zwei Niederschlagsstationen innerhalb des Einzugsgebietes liegen und ihre räumlich Lage bezüglich der Fragestellung des Modells zufällig ist, kann davon ausgegangen werden, daß dies der limitierende Faktor der Modellgüte ist. Desweiteren liegen keine Schneehöhenmessungen, bzw. Messungen zur Niederschlagsart, vor. Das Abflußregime der Seefelder Aach wird aber zu einem großen Teil durch die Frühjahrsschneeschnmelze bestimmt. Es wäre daher von großem Nutzen eventuelle Fehler in der Schnee Berechnung durch Feldmessungen zu prüfen.

Es wird vermutet, daß LARSIM in seiner derzeitigen Ausbaustufe mit den vorliegenden Datensätzen an der Seefelder Aach suboptimal zum Einsatz kommt und anhand von Testgebieten mit hoher Dichte an hydrometeorologischen Daten die Abhängigkeit der Modellgüte von der Untersuchungsgebietsgröße untersucht werden muß. Bezüglich des Modellaufbaus konnten keine Fehler ausgemacht werden. Die Abbildung der

Gebietseigenschaften und Fließgewässerstruktur ist im Vergleich zur Niederschlag- und Abflußdatensituation ausreichend detailliert.

8 Parameter der Abflußdynamik und Modellfehler

8.1 Einleitung

Da später das Modell für die plausible Berechnung von Szenarien der Landnutzung eingesetzt werden soll, scheint es sinnvoll zu sein das Verhalten einiger wichtiger hydrologischer Parameter bei der Kalibrierung und Validierung zu untersuchen.

Es wurden dafür zwei Parametergruppen, welche die Abflußdynamik charakterisieren, ausgesucht. Die erste enthält die Autokorrelationskoeffizienten bis zu einer Verschiebung von 15 Tagen. Diese beschreiben das „Gedächtnis des Einzugsgebietes“ und sind eine sehr gebietscharakteristische Größe, wenn eine Saison- und Trendbereinigung durchgeführt wird (KIRCHNER 1986). Die zweite Gruppe enthält Parameter aus dem Parametersatz des **Index of Hydrologic Alteration (IHA)** (RICHTER ET AL. 1999). Diese Parameter werden zur Zeit im Rahmen des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ zur Bewertung der Abflußdynamik empfohlen (LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999).

In diesem Kapitel sollen nun die verschiedenen Parameter bezüglich ihrer Veränderungen durch das Modell untersucht werden. Dabei können Fehler und ihre Ursachen spezifischer herausgefunden werden, als dies bei der Kalibrierung und Validierung möglich war. Dies wird unter anderem bestimmen, ob das Modell zuverlässig und plausibel für Szenarienberechnungen und deren hydrologischen Charakterisierung eingesetzt werden kann.

8.2 Autokorrelation

Die Autokorrelationsfunktion bietet eine Möglichkeit zu Charakterisierung des mittleren Abflußverhaltens in Einzugsgebieten. Der Verlauf der Funktion wird von der Morphologie, dem Klima und der Landnutzung geprägt (KIRCHNER 1986, 70). Explizit wurde die Autokorrelationsfunktion folgendermaßen berechnet:

$$r_a(j) = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i - \bar{A}) \cdot (A_{i+j} - \bar{A})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (A_i - \bar{A})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (A_{i+j} - \bar{A})^2}} \quad (8.1)$$

r_a = Autokorrelationskoeffizient

j = Anzahl der Verschiebungstage

A_i = Abfluß am Tag i

\bar{A} = mittlerer Abfluß der untersuchten Periode

n = Anzahl der Beobachtungstage

Um die Autokorrelationskurven besser bezüglich ihres Verhaltens bei unterschiedlicher Landnutzungen untersuchen zu können, bietet es sich an die klimabedingte saisonale Komponente zu entfernen (KIRCHNER 1987, 71). Dafür wurde eine Schwingungsdauer von einem Jahr angenommen und basierend auf den monatlichen Mittelwerten des Abflusses des betrachteten Zeitraumes ein Polynom vierten Grades angepaßt. Damit wurde dann die betrachtete Zeitreihe bereinigt. Da bei diesem Verfahren kein linearer Trend erfaßt wird, wurde eine separate Trendanalyse durchgeführt. Da doch für die untersuchten Perioden nur ein sehr schwach ausgeprägter Trend vorhanden ist und dieser bei einer Bereinigung nur Auswirkung auf die dritte Nachkommastelle der Autokorrelationskoeffizienten zeigte, wurde von einer Trendbereinigung abgesehen.

Es wurden nun für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode als auch für den Zeitraum 1938-1996 für den Pegel Uhdingen die Autokorrelationskurven bis zu einer Verschiebung von 15 Tagen bestimmt (Abbildung 8.1).

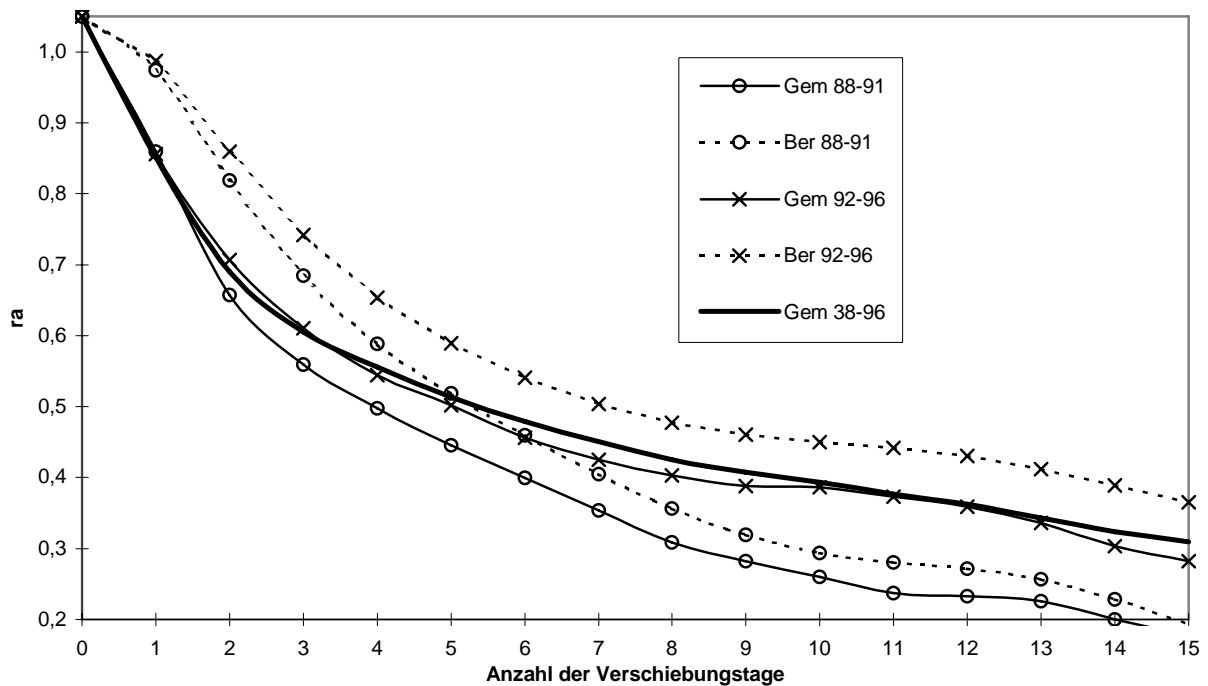


Abbildung 8.1: Abnahme der Autokorrelationskoeffizienten der gemessenen (Gem) und berechneten (Ber) Tagesabflüsse verschiedener Zeitabschnitte

Wie in Abbildung 8.1 gut zu erkennen ist weichen die Autokorrelationskurven für die berechneten Abflüsse vor allem im ersten Verschiebungstag stark von denen für die gemessenen Abflüsse ab. Für die weiteren Verschiebungstage stellt sich ein paralleler Verlauf ein. Insbesondere bleiben die Verhältnisse der gemessenen und modellierten Autokorrelationskoeffizienten der einzelnen Perioden erhalten. Es findet keine deutliche Verschlechterung im Validierungszeitraum gegenüber dem Kalibrierungszeitraum statt.

Worauf die starke Veränderung der Autokorrelationswerte für den ersten Verschiebungstag durch die Modellierung zurückzuführen ist konnte nicht geklärt werden und eine Untersuchung auf Stundenwertbasis würde eventuell Aufschluß darüber geben. Soweit kann jetzt nur die Aussage gemacht werden, daß das Modell für direkt aufeinanderfolgende Tage „zu träge“ ist - zu langsam reagiert. Dies würde mit der schon bei der Kalibrierung gemachten Feststellung übereinstimmen, daß ein Problem mit den Gebietsspeichern besteht.

Es konnte in der Untersuchung von KIRCHNER (1987) festgestellt werden, daß Wald eine überragender Wirkung auf den Verlauf der Autokorrelationsfunktion hat. Der Parameter Waldanteil erklärt zu ca. 40% die Varianz des Autokorrelationskoeffizienten bei einem Verschiebungstag. Bei einer weitergehenden Verwendung einer multiplen Regression mit den Variablen Wald, See, Acker, versiegelte Fläche etc.. ist am Verlauf des multiplen Bestimmtheitsmaßes zu erkennen, daß der Einfluß des Seeflächenanteils mit wachsender Verschiebung zunimmt, dagegen beim Waldanteil umgekehrt.

8.3 Parameter des IHA

Die Parametern des Index of Hydrologic Alteration IHA (RICHTER ET AL. 1999) beinhalten 33 hydrologische Parameter, die einfach aus vorliegenden Tageswerten von gemessenen oder modellierten Abflußzeitreihen ermittelt werden können. Bei der Entwicklung dieser Parameter wurde davon ausgegangen, daß das „Hydrologische Regime die Hauptrolle bei der Bestimmung der biotischen Zusammensetzung, Struktur und Funktionsweise der Ökosysteme des aquatischen Bereichs, der Feuchflächen und des Uferbereichs spielt“ (RICHTER 1999). Die IHA-Parameter sollen eine quantitative Evaluierung der anthropogen bedingten

hydrologische Veränderungen und die Erforschung der Auswirkung auf das Ökosystem erleichtern.

Die Parameter sind also ausdrücklich dafür konzipiert verschiedene hydrologische Zustände miteinander in einer biologisch bedeutungsvollen Weise zu vergleichen. Die IHA-Methode zur Bewertung möglicher Einflüsse verschiedener Entwicklungsvorschläge ist begrenzt, wenn nicht hydrologische Simulationsmodelle zur Verfügung stehen, um synthetische Abflußdaten zu ermitteln (RICHTER ET AL. 1999, 23). LARSIM wurde während dieser Arbeit für die Berechnung der IHA-Parameter vom Büro Dr. Ludwig erweitert. Dabei wurde aus praktischen Gründen nur 7 der 12 Parameter der Gruppe 2 ausgewählt und die Parameter können nun optional bei der Berechnung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach ausgegeben werden. Die Berechnung der IHA-Parameter erfolgt immer für hydrologische Jahre (01.11 bis 31.10).

Tabelle 8.1: Parameter der INDICATORS OF HYDROLOGIC ALTERATION (IHA) Methode zur Charakterisierung des Abflußregimes (RICHTER et al. 1998, verändert in SCHNEIDER 1998). Mit dem Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach berechneten Parameter sind unterstrichen.

Parametergruppe	IHA-Parameter	Ökologische Relevanz (Auswahl)
GRUPPE 1: <i>Größenordnung der monatlichen Abflußbedingungen</i> (12 Parameter)	<u>*MoMQ</u> für jeden Monat	*Habitatverfügbarkeit für aquatische Organismen *pflanzenverfügbare Bodenfeuchtekapazität (Dürrestress) *Wasserverfügbarkeit für terrestrische Fauna *Verfügbarkeit Nahrung/Material (z.B. für Biber (Castor fiber)) *Zugang für Räuber zu Brutgebieten/Nahrung *Beeinflussung von Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und der Photosynthesebedingungen im Wasserkörper (Wassersäule)
GRUPPE 2: <i>Größenordnung und Dauer der jährlichen Abflußextreme</i> (12 Parameter)	<u>*HQ (Jahr)</u> <u>*HM3Q</u> <u>*HM7Q</u> <u>*HM30Q</u> <u>*HM90Q</u> <u>*NQ (Jahr)</u> <u>*NM3Q</u> <u>*NM7Q</u> <u>*NM30Q</u> <u>*NM90Q</u> *Anzahl der abflußlosen Tage <u>**"base flow"</u> (NM7Q:MQ)	*Schaffung (und Zerstörung) von Pionierstandorten (Start d. Sukzession) *Strukturierung (Gestaltung und Gliederung) der Makro- und Mikrohabitatbedingungen von aquatischen Ökosystemen durch Beeinflussung des Zusammenhangs (biotischer und abiotischer Faktoren (Habitatparameter) ⇒ Basis (Rahmen) für das lokale biozönotische/ökologische Gleichgewicht) *Strukturierung der Gerinnemorphologie und der physikalischen Habitatbedingungen *Bodenfeuchtestress (Näßestress) für Flora *Bedrohung für Fauna durch Dehydrierung u. Temperatur (Hitzetod) *Bilanz (Quantität) des Nährstoffaustauschs zwischen Gerinne und Überschwemmungsgebiet *Stress durch Überschwemmung: Dauer (Intensität) und Wirkungsbzw. Einflußbereich (Rückzugsmöglichkeiten in geschützte Bereiche) der Stresssituationen, z.B. Sauerstoffarmut oder -mangel, hohe (Schad-) Stoffkonzentrationen, Habitatzerstörung (Erosion und Sedimentation), hydraulischer Stress (Fließgeschwindigkeit, Turbulenz), Stress durch Trübung (für Filtrierer, Jäger, usw.) *Verteilung der Pflanzengesellschaften in Seen, Tümpeln, Ufersümpfen, Auen und sonstigen Überflutungsgebieten *Ereignisgröße und -dauer zum Freispülung des Interstitials, Abtrag von organischen Ablagerungen (Detritus) und mineralischen Sedimenten, Zugang zu Jagd- und Laichrevieren, Wanderung, Sauerstoffversorgung der Laichhabitate

<p>GRUPPE 3: Eintrittszeit- punkt der Abflußextreme (2 Parameter)</p>	<p><u>*Jahrestag jedes</u> <u>HQ (Jahr)</u> <u>*Jahrestag jedes</u> <u>NQ (Jahr)</u></p>	<p>*Übereinstimmung/Kompatibilität mit den Lebens- & Entwicklungszyklen der Organismen *Vorhersehbarkeit/Vorbereitbarkeit/Vermeidbarkeit von Streß für Organismen (Taxis ⇒ Reaktion: Flucht, Abdrift, Rückzug etc.) *Zugang zu speziellen Habitaten (Laichplätze/Reproduktion, Schutz- und Rückzugsgebiete, Jagdreviere) *Durchwanderbarkeit zum Zeitpunkt der Laichwanderungen anadromer oder katadromer Wanderfische *Evolution (Entwicklung) der Lebenszyklen und Verhaltensmuster optimale Anpassung der Überlebenstrategien an das (bestehende) Biotop (v.a. Makrohabitatparameter)</p>
<p>GRUPPE 4: Frequenz/Häu- figkeit und Dauer der Hoch/Niedrig- wasser- situationen (4 Parameter)</p>	<p><u>*Anzahl der</u> <u>Hochwasserpulse</u> <u>pro Jahr</u> <u>*Anzahl der</u> <u>Niedrigwasser-</u> <u>perioden pro Jahr</u> <u>*mittlere</u> <u>Ereignisdauer der</u> <u>Hochwässer pro</u> <u>Jahr</u> <u>*mittlere Dauer der</u> <u>Niedrig-</u> <u>wasserperioden</u></p>	<p>*Frequenz/Häufigkeit und Größenordnung des Feuchtestreßes oder Trockenstress für die Flora *Frequenz/Häufigkeit und Dauer anaerober Streßsituationen für die Flora *Verfügbarkeit von amphibischen Habitaten für aquatische Organismen *mineralischer und organischer Nährstoffaustausch zwischen permanentem Gerinne und Überflutungsbereich *Sedimentablagerungen und Substratverhältnisse *Zugang für Wasservögel zu Futter-, Rückzugs-, Schutz- Ruhe- und Brutplätzen/Revieren *beeinflusst Geschiebetransport, die Struktur (Muster), Art (Korngröße) und Zusammensetzung (Mischung) des Substrates an der Gerinnesohle und Ausmaß & Dauer der Substratumlagerungen (sukzessive Substratmodifikation)</p>
<p>GRUPPE 5: Rate/Frequenz der hydro- graphischen Änderungen (3 Parameter)</p>	<p><u>*Mittel aller posi-</u> <u>tiver Differenzen</u> <u>der Abflüsse auf-</u> <u>einanderfolgender</u> <u>Tage</u> <u>*Mittel aller nega-</u> <u>tiver Differenzen</u> <u>der Abflüsse auf-</u> <u>einanderfolgender</u> <u>Tage</u> <u>*Anzahl der Ab-</u> <u>flußumkehrungen</u></p>	<p>*Dürrestress für die Flora *Isolierung von Organismen auf (temporären) Inseln oder im Überflutungsbereich *Bedrohung durch Austrocknung für langsam oder wenig mobile oder sessile Organismen der Wasserwechselzone (amphibische Biotope/Ökosysteme)</p>

Mittlere monatliche Abflüsse:

Bei den mittleren monatlichen Abflüssen wird in beiden Perioden besonders im Sommer der Abfluß überschätzt (Abbildung 8.2). Am Pegel Uhldingen wird im Mittel der Abfluß des Monats Juli um 24 % von 1988-1991 und um 50 % von 1992-1997 höher berechnet. Dies ist eine deutliche Verschlechterung in der Validierungsperiode.

Tabelle 8.2: Mittlere monatliche gemessene (MQ IST-gemessen) und berechnete (MQ IST-berechnet) Abflüsse am Pegel Uhldingen in m³/s für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum und deren Abweichung in Prozent

Monate:	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
MQ(IST-berechnet) 88-91	3,2	3,6	4,6	4,5	3,3	3,9	3,4	2,4	2,0	2,1	2,8	4,0
MQ(IST-gemessen) 88-91	3,0	3,6	4,4	4,1	2,9	3,3	2,7	2,0	1,8	2,2	3,0	4,1
Abweichung 88-91 in %	4,9	-1,9	3,9	10,2	13,0	18,0	24,1	21,5	7,1	-3,7	-7,4	-2,7
MQ(IST-berechnet) 92-96	4,6	3,7	3,5	4,1	4,1	5,4	3,9	2,9	2,6	2,7	3,4	5,2
MQ(IST-gemessen) 92-96	3,9	3,4	3,1	3,6	3,1	3,8	2,6	2,0	2,3	2,5	3,2	4,3
Abweichung 92-96 in %	19,5	8,8	10,9	12,5	33,3	42,4	50,4	44,2	14,1	9,3	5,9	20,3

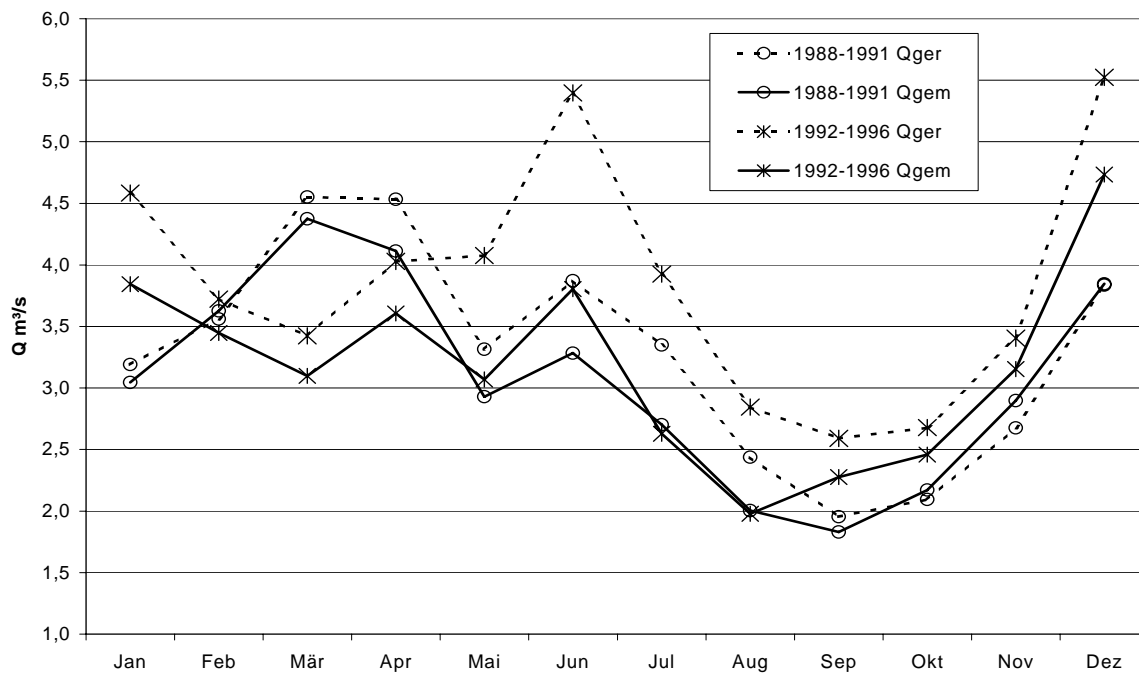


Abbildung 8.2: Mittlere monatlicher gemessene und berechnete Abflüsse für den Validierungs- und Kalibrierungszeitraum am Pegel Uhldingen

Größe und Dauer der jährlichen extremen Abflußbedingungen:

Es findet für alle Niedrigwasserkenngrößen eine deutliche Überschätzung statt. Diese ist in der Validierungsperiode größer als in der Kalibrierungsperiode. Die Überschätzung nimmt vom NQ(Jahr) bis zum NM90Q ab. Die Hochwasserkenngrößen werden in der Kalibrierungsperiode zum Teil unterschätzt und in der Validierungsperiode überschätzt. Der Base Flow NM7Q/MQ verhält sich wesentlich stabiler bezüglich der Kalibrierungs- und Validierungsperiode und weicht nur in geringem Maße von dem gemessenen Wert ab.

Tabelle 8.3: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) Hoch- und Niedrigwasserkenngrößen in m³/s für die Kalibrierungs- (88-91) und Validierungsperiode (92-96) am Pegel Uhdlingen und deren Abweichungen in Prozent.

	HQ(Jahr)	HM7Q	HM90Q	NQ(JAHR)	NM7Q	NM90Q	NM7Q/MQ
ISTgem 88-91	20,20	11,60	4,50	1,21	1,35	1,87	0,43
ISTber 88-91	17,00	11,60	4,80	1,46	1,50	2,06	0,46
Abweichung 88-91 in %	-15,84	0,00	6,67	20,66	11,11	10,16	6,98
ISTgem 92-96	20,30	11,50	4,80	1,14	1,26	1,85	0,40
ISTber 92-96	21,00	15,40	6,30	1,57	1,61	2,14	0,42
Abweichung 92-96 in %	3,44	33,91	31,25	37,72	27,78	15,68	5,00

Mittlerer Eintrittszeitpunkt der Abflußextrema:

Die Eintrittszeiten der NQ(Jahr) (Jahresniedrigwasser) verspäten sich bei der Modellierung im Mittel um ca. 7 Tage in der Kalibrierungsperiode und um 21 in der Validierungsperiode. Die HQ(Jahr) (Jahreshochwasser) verspäten sich in der Kalibrierungsperiode im Mittel um 57 Tage und zeigen keine Abweichung in der Validierungsperiode vom gemessenen Wert. Die Betrachtung der Eintrittszeiten der Hochwasserereignisse muß vorsichtig vorgenommen werden, da durch die automatisierte Berechnung oft unterschiedliche Ereignisse miteinander verglichen werden.

Frequenz/Häufigkeit und Dauer der Hoch/Niedrigwassersituationen

Die Veränderungen dieser Parametergruppe sind sehr eindeutig. Die Anzahl der Hochwasserimpulse und Niedrigwasserperioden geht zurück und die Dauer nimmt zu. Die Veränderungen sind in der Kalibrierungsperiode etwas stärker als in der Validierungsperiode. Dabei sind die Abweichungen der Niedrigwasserkenngrößen größer als die der Hochwassergrößen. Dieses Verhalten entspricht den, bei der Autokorrelation gemachten, Feststellungen über das insgesamt zu langsame und ausgeglichene Abflußverhalten des Modells gegenüber dem gemessenen Zustand.

Tabelle 8.4: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) Anzahl und Dauer der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) am Pegel Uhdlingen für die Kalibrierungs- (88-91) und Validierungsperiode (92-96) und deren Abweichungen in %

	Anzahl der HW-Pulse	Anzahl der NW-Perioden	Dauer der HW-Pulse in Tagen	Dauer der NW-Perioden in Tagen
ISTgem 88-91	17,00	13,50	5,40	6,20
ISTber 88-91	13,25	8,50	6,90	8,50
Abweichung 88-91 in %	-22,06	-37,04	27,78	37,10
ISTgem 92-96	13,80	13,60	6,70	6,60
ISTber 92-96	11,40	9,00	8,00	10,20
Abweichung 92-96 in %	-17,39	-33,82	19,40	54,54

Rate/Frequenz der hydrographischen Änderungen:

Die Veränderungen der Parameter bei der Modellierung entsprechen in ihrer Richtung den Beobachtungen des Verhaltens des Autokorrelationskoeffizienten. Die Beträge der mittleren täglichen Differenzen werden bei der Modellierung geringer und die Anzahl der Vorzeichenwechsel nimmt ab. Das System wird als zu "träge" modelliert. Im Validierungszeitraum werden bessere Ergebnisse erzielt als im Kalibrierungszeitraum.

Tabelle 8.5: Mittlere gemessene (ISTgem) und berechnete (ISTber) tägliche positive und negative Differenzen in m³/s und Anzahl der Vorzeichenwechsel für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum für die Seefelder Aach und deren Abweichung in Prozent

	pos Änderungen	neg Änderungen	Tage mit Abflußumkehr
ISTgem 88-91	0,76	-0,43	143,25
ISTber 88-91	0,57	-0,29	77,50
Abweichung 88-91 in %	-25,00	-32,558	-45,90
ISTgem 92-96	0,79	-0,47	143,2
ISTber 92-96	0,69	-0,36	81,80
Abweichung 92-96 in %	-12,66	-23,40	-42,88

8.4 Modellfehler und ihre Ursachen

Es lassen sich anhand des Verhaltens der Abweichung der untersuchten hydrologischen Parameter vom berechneten zum gemessenen IST-Zustand für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum zwei Modellfehler ausmachen. Erstens eine fehlerhafte Berechnung der Wasserbilanz und zweitens eine falsche Beschreibung des Speicherverhaltens. Zusammen mit den in Kapitel 7.2.2. gemachten Überlegungen werden mögliche Ursachen für die Fehler angegeben.

1. Der Fehler in der Wasserbilanz zeigt sich deutlich in den Parametern der IHA Gruppe 1. Vor allem drei Ursachen kommen in Frage: eine falsche Erfassung der hydrometeorologischen Daten, eine ungenaue bzw. falsche Parametrisierung der Landnutzung und unterschiedliche ober- und unterirdische Einzugsgebiete. Da die Berechnung der wichtigen Wasserhaushaltselemente Niederschlag und Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) nicht direkt in die Kalibrierung einbezogen wurde, kann davon ausgegangen werden, daß die Kalibrierungsfehler eine untergeordnete Rolle spielen. Wie sich bei der Kalibrierung des Modells gezeigt hat, zeigen nur große Veränderungen der Bodenparameter b (BSF), D_{min} und D_{max} deutliche Auswirkungen auf die Wasserbilanz, die aber bei weitem nicht so groß sind wie die Auswirkungen zum Beispiel bei Veränderung der Parametrisierung der Landnutzung.

Der Fehler bei der Berechnung der Wasserbilanz erhöht sich bei der Validierung. Dies deutet auf eine zeitliche Abhängigkeit des Fehlers hin. Dies kann unter anderem von der zeitlichen Variabilität der Fehler in der Erfassung hydrometeorologischer Modelleingangsgrößen und von einer zeitlichen Variabilität der Landnutzung im Einzugsgebiet herrühren. Die zeitlichen Veränderungen der Landnutzung werden nicht erfaßt, da im Modell eine konstante Landnutzung angenommen wird und bestimmte Veränderungen, wie der Wechsel von Kartoffel zu Klee (siehe Kapitel 6.2.1), mit der vorliegenden Klassifizierung nicht dargestellt werden. Die probeweisen Berechnungen der Wasserbilanz mit veränderter Parametrisierung der Landnutzungen haben gezeigt, daß die Unterschiede des Fehlers für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode bestehen bleiben und nur geringfügige Verbesserungen erreicht werden (Kapitel 7.2.2).

Das unterschiedliche Verhalten des Wasserbilanzfehlers kann ebenso durch eine Abweichung des unterirdischen Einzugsgebiets in Lage und Größe vom oberirdischen

Einzugsgebiet hervorgerufen sein. Beide Einzugsgebiete sowohl das der Deggenhauser Aach als auch der Seefelder Aach zeigen ein ähnliches Fehlerverhalten bezüglich der Wasserbilanz. Daher müßten für beide Gebiete ähnlich ausgeprägte Unterschiede der unterirdischen und oberirdischen Einzugsgebiet vorliegen, um damit einen großen Teil des Wasserbilanzfehlers erklären zu können.

Aus diesen Feststellungen kann gefolgert werden, daß die Fehler in den hydrometeorologischen Eingangsdaten wahrscheinlich einen großen Anteil am Wasserbilanzfehler des Modells haben.

- Die Fehler bei der Darstellung des Speicherverhaltens des Untersuchungsgebietes im Modell zeigen sich deutlich in den Autokorrelationskoeffizienten, als auch in den Parametern der IHA Gruppen 4 und 5. Die Speichereigenschaften werden zum großen Teil durch den Boden- und Gebietsspeicher bestimmt. Die wichtigsten Ursachen für diesen Fehler dürften daher Kalibrierungsfehler und eine falsche Prozeßdarstellung des Boden- und Gebietsspeichers im Modell sein.

Es findet keine Verschlechterung der Autokorrelationskoeffizienten und Parameter der IHA Gruppen 4 und 5 bei der Validierung statt, trotzdem die beiden Perioden ein unterschiedliches Speicherverhalten aufweisen. Dies deutet auf eine korrekte Kalibrierung der Parameter des Boden- und Gebietsspeichers hin. Doch können Kalibrierungsfehler damit nicht ausgeschlossen werden.

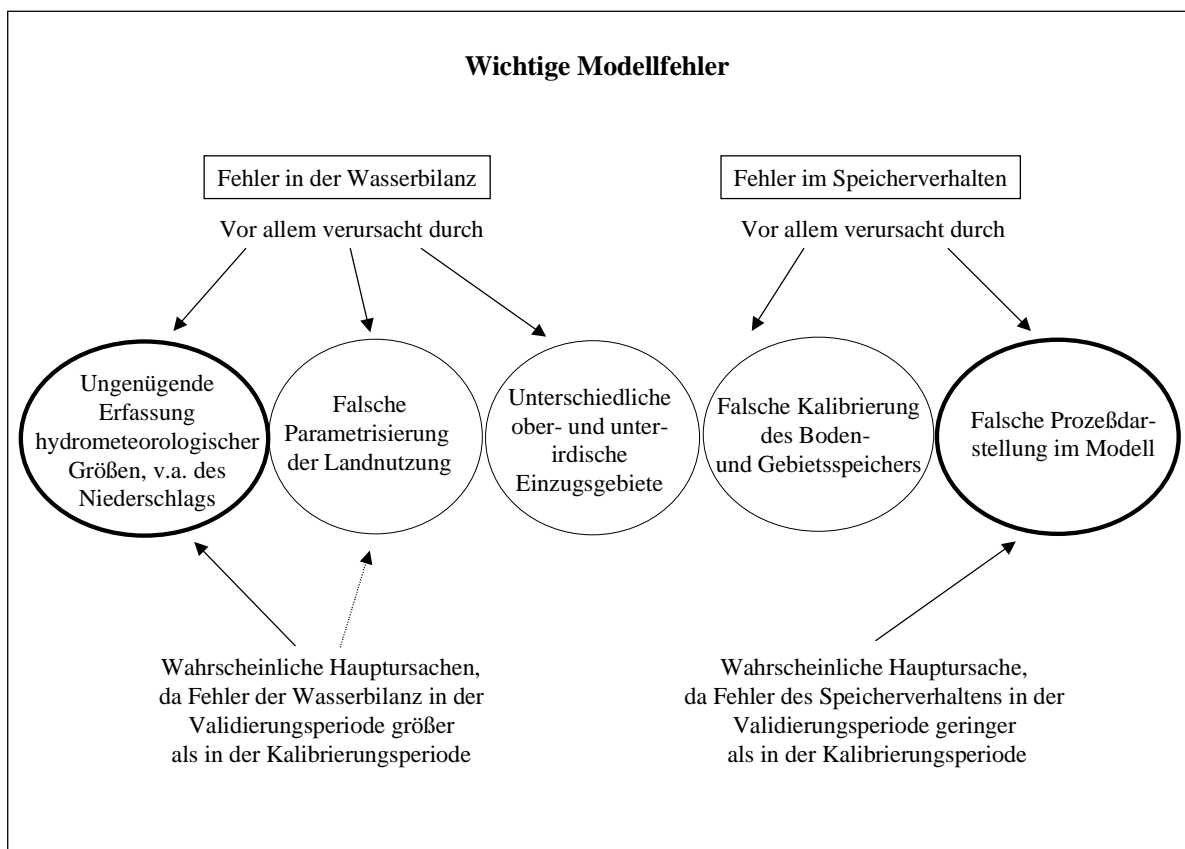


Abbildung 8.3: Modellfehler und ihre Ursachen

Diese Fehlerbetrachtung ist eine starke Vereinfachung der komplexen Zusammenhänge. So ist zum Beispiel zu erwarten, daß bei einer ungenügenden Erfassung der hydrometeorologischen Situation auch eine Fehler in der Modellkalibrierung stattfindet.

8.5 Fazit

Es wurden die Autokorrelationskoeffizienten und die Parameter der IHA Methode (RICHTER ET AL. 1999) ausgewählt, um die gemessenen und berechneten Abflußganglinien am Pegel Uhdlingen miteinander zu vergleichen und zu charakterisieren.

Die Autokorrelationskoeffizienten stellen sehr anschaulich das mittlere Abflußverhalten des Einzugsgebietes dar und erfassen die wichtigsten Gebietscharakteristiken (KIRCHNER 1986). Die Parameter der IHA-Methode wurden entwickelt, um eine quantitative Evaluierung der anthropogenen hydrologische Veränderungen und die Erforschung deren Auswirkung auf das Ökosystem zu ermöglichen (RICHTER ET AL. 1999). Die IHA-Parameter beschreiben dafür den Grad der Abweichung verschiedener hydrologischer Situationen. Die Berechnung der IHA-Parameter wurde in das Modell LARSIM integriert und es konnte die Auswertung der untersuchten Zeitreihen bedeutend erleichtert werden.

Alle untersuchten Parameter werden bei der Modellierung verändert. Bezüglich der Veränderung der Parameter bei der Modellierung mit dem Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach fallen besonders die mittleren Juliabflüsse auf. Hier werden die Abflußwerte bei der Validierung um weitere 26% überschätzt. Ebenfalls werden die Niedrig- und Hochwasserkenngößen weiter verschlechtert. Die Eintrittszeiten der Niedrigwasserperioden werden im Mittel um weitere 14 Tage gegenüber der Kalibrierungsperiode verschoben. Die Parameter, die sich bei der Validierung nicht weiter verschlechtern bzw. sich verbessern, sind die Autokorrelationskoeffizienten, Base Flow, Frequenz/Häufigkeit und Dauer der Hoch/Niedrigwassersituationen, die mittleren Tagesdifferenzen und die Anzahl der Wechsel in der Abflußganglinie.

Es lassen sich anhand der Parameterveränderungen, in Übereinstimmung mit den bei der Modellkalibrierung und -validierung gemachten Aussagen, zwei wahrscheinliche Modellfehler ausmachen.

1. Der Abfluß wird vor allem in den Sommermonaten deutlich überschätzt. Es scheint wahrscheinlich, daß eine verbesserte Parametrisierung der Landnutzungsklassen und eine verbesserte Klassifizierung der Landnutzung anhand von Satellitenbildern hier bessere Ergebnisse für die Verdunstungsberechnung erzielen kann. Doch scheint die Hauptursache des Fehlers die ungenügende hydrometeorologische Datengrundlage zu sein.
2. Es gibt Probleme mit dem Speicherverhalten des Modells. Hier muß von einer falschen Speichermodellierung bzw. von einer nicht optimalen Kalibrierung ausgegangen werden. Für diese Parameter findet aber eine Verbesserung in der Validierungsperiode statt.

Die Betrachtung der Fehler und ihrer Ursachen wird besonders für die Plausibilität von Szenarienberechnungen von großem Interesse sein und über den Einsatzbereich des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach entscheiden. Vorteilhaft für weitere Betrachtungen wäre eine statistische Fehleranalyse. Doch stehen im derzeitigen Modellaufbau keine automatisierten Verfahren zur Verfügung.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die verwendeten hydrologischen Parameter zur Beurteilung der Kalibrierung und Validierung bereits in Kapitel 7 gemachte Aussagen zu möglichen Modellfehler bestätigen, aber weitaus detaillierter Informationen zu den Fehlerursachen liefern. Dabei wird deutlich, daß die schlechten Ergebnisse der Modellvalidierung hauptsächlich durch die Überschätzung der Abflußmengen zustande kommen, während die Speichereigenschaften des Untersuchungsgebietes, die aus den Ganglinien abgeleitet werden, bei der Validierung besser im Modell abgebildet sind als bei der Kalibrierung. Aufgrund der benannten Fehler und ihrer Ursachen, kann davon ausgegangen werden, daß die bei einer Szenarienberechnung ermittelte Veränderungen des Wasserhaushalts der Seefelder Aach und der Abflußdynamik in ihrer relativen Betrachtung Gültigkeit besitzen. Das heißt die Veränderung wird in ihrer Größenordnung richtig wiedergegeben, auch wenn die absoluten Werte nicht exakt stimmen.

9 Landnutzung/Managementszenarien und Umweltqualitätsverhältnisse

9.1 Einleitung

Das Wasserhaushaltsmodell soll auf seine Verwendbarkeit als Instrument der Flußgebietsplanung getestet werden. Daher ist es notwendig das Modell auf unterschiedliche Szenarien einzustellen, und die Veränderungen des berechneten Wasserhaushalts und damit Veränderungen in der Abflußdynamik zu ermitteln. Um diese Veränderungen zu quantifizieren werden die IHA-Parameter und Autokorrelationskoeffizienten verwendet.

Das erste Szenario ist der Potentiell Natürliche Zustand. Damit werden die Parameterwerte des Referenzzustandes ermittelt. Weitere Szenarien stellen dann mögliche Handlungsmaßnahmen dar. Zur Bewertung der Veränderungen des Wasserhaushaltes durch diese wasserwirtschaftlichen Maßnahmen werden einheitslose Umweltqualitätsverhältnisse, in Anlehnung an die Empfehlungen der Europäischen Kommission GD XI (NIXON ET AL. 1996), verwendet.

9.2 Potentiell Natürlicher Zustand (PNZ)

Das für diese Arbeit wichtigste Szenario ist die Bestimmung des Wasserhaushaltes der Seefelder Aach bei Potentiell Natürlichem Zustand des Einzugsgebietes. Der Potentiell Natürlich Zustand soll einen natürlichen Systemzustand repräsentieren, der nur irreversible anthropogene Einflüsse beinhaltet (FRIEDRICH 1997 und SCHUMACHER ET AL. 1997). Dies kann dann als Referenzzustand für eine europaweit einheitliche und ökologisch orientierte Gewässerbewertung dienen. Falls keine historischen Daten des Potentiell Natürlichen Zustandes vorliegen und keine Vergleichsdaten aus ähnlichen Gebieten vorhanden sind, ist die Verwendung von Modellen die einzige plausible Möglichkeit Parameter des Referenzzustandes zu ermitteln.

Es soll hier hervorgehoben werden, daß der Potentiell Natürliche Zustand, wie er in dieser Arbeit verwendet wird, kein Entwicklungsziel darstellt. Er dient nur dazu, eine absolute Referenz, den möglichst naturnahen Zustand, darzustellen.

9.2.1 Charakteristiken des PNZ und Modellaufbau

Zuerst werden die Charakteristiken des Potentiell Natürlichen Zustandes (PNZ) aufgestellt, um damit die entsprechenden Veränderungen am Modell vorzunehmen. Da dieser Zustand nicht genau in seinen Einzelheiten bekannt ist, müssen vereinfachte Annahmen getroffen werden. Wenn davon ausgegangen wird, daß nur sehr wenige Faktoren irreversibel sind, wie zum Beispiel Bergsenkungen, atmosphärischer Stickstoffeintrag, etc. lassen sich die wichtigsten Merkmale des Potentiell Natürlichen Zustandes herausarbeiten:

1. Landnutzung/Vegetation

Wichtigstes Merkmal bezüglich des Wasserhaushaltes wird die veränderte Landnutzung sein. Die potentiell natürliche Vegetation des gesamten Untersuchungsgebietes wird als Buchenwald (überwiegend Waldmeister-Buchenwald, ASPERULO-FAGETUM) angegeben (MÜLLER & OBERDORFER 1974 und THEISS 1992). Für den Modellaufbau soll Laubwald als Landnutzung für das gesamte Gebiet angenommen werden. Dies ist entsprechend der Genauigkeit der Parametrisierung der Landnutzung ausreichend. Weitere Angaben, wie genaue Baumart und Prozente der einzelnen Baumarten, können mit der, in dem Modell vorliegenden, Parametrisierung nicht erfaßt werden. Aus dieser veränderten Landnutzung folgen dann eine Reihe weiterer bodenphysikalischer Veränderungen, die aber nicht ausreichend parametrisierbar bzw. regionalisierbar sind. Im folgenden soll nur angenommen werden, daß der Formparameter b der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion sich

erniedrigt. Das bedeutet höhere Infiltrationsleistung des Bodens und geringerer Direktabflußanteil. Diese qualitative Veränderung der Bodeneigenschaften durch den Waldbestand ist in vielen Untersuchungen belegt (FACKEL 1997, LEIBUNDGUT & UHLENBROOK 1997, 49). Bei Berechnungen mit dem Regressionsmodell für den Formparameter b von Fackel (1997) mit den Prädiktoren "Waldanteil" und "Höhenunterschied" ergibt sich für die beiden Teilgebiete Deggenhauser Aach und Seefelder Aach jeweils eine Halbierung der Werte für b (siehe Formel 9.1). Da das Regressionsmodell aber nur für die Weser aufgestellt wurde und noch nicht für andere Gebiete getestet wurde, ist die Berechnung mit großen Unsicherheiten behaftet. Daher soll nur beispielhaft der Wert für b beim Modellaufbau für PNZ halbiert werden.

$$\frac{1}{b} = 0,0225 + 0,2177 \cdot \text{Waldanteil} + 0,0273 \cdot d\text{Höhe} \quad (9.1)$$

Ein weiteres Regionalisierungsmodell für den Parameter b ist das Modell nach ABDULLA 1995. In diesem Modell werden die Bodenkennwerte Gesamtporenvolumen, Feldkapazität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und SCS Bodentypen für die Übertragung verwendet und damit ist eine Anwendung für unterschiedliche Gebiete eher möglich (FACKEL 1995, 68). Doch ist die Beschaffung der entsprechenden Daten zeitaufwendig und nicht immer möglich.

→ Es wird für jedes einzelne Rasterelement 100% Laubwald angenommen.

→ Der Formparameter b der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion wird für alle drei Teilgebiete halbiert.

2. Gerinnemorphologie und Lauflänge

Ein weiterer wichtiger Punkt des Potentiell Natürlichen Zustandes ist die Gerinnemorphologie und die Lauflänge. Es kann beim PNZ im besonderen von einer Laufverlängerung ausgegangen werden. Es liegen jedoch zur Gerinnemorphologie keine Daten für den IST-Zustand und PNZ vor.

Da modelltechnisch die Lauflänge mit der Gewässervernetzung zusammenhängt, und eine Umstellung aufwendig ist, wurden Testläufe mit verschiedenen Strickler-Rauhigkeitsbeiwerten k_{st} für die Translation- und Retentionsberechnung im Gerinne durchgeführt. Es zeigt sich, daß die Autokorrelationskoeffizienten deutlich auf diese Veränderungen reagieren.

Da keine Feldwerte vorliegen, wurde das Modell für den IST-Zustand, mit durchgehenden Stricklerbeiwerten von $30 \text{ m}^{1/3}/s$ für das Hauptbett und von $20 \text{ m}^{1/3}/s$ für die Vorländer versehen. Dies entspricht kleineren Flüssen mit geradem gleichmäßigem Lauf und Vorländern mit hohem Gras oder Gestrüpp nach CHOW (1959) (zitiert in DITTRICH 1997).

Nach CHOW (1959) entspricht die Verdoppelung der Rauhigkeitsbeiwerte einem betonierten Kanal und einem Vorland mit kurzem Gras. Bei Halbierung der Werte entspräche es einem kleinem verkrautetem Fluß mit Stillwasserbereichen und tiefen Mulden und einem Vorland mit dichtem Gestrüpp bzw. Weiden. Für den Modellaufbau PNZ wurde beispielhaft eine Halbierung der Rauhigkeitsbeiwerte angenommen.

→ Halbierung der Rauhigkeitsbeiwerte k_{st} für alle Gewässerteilstrecken. Dies entspricht einer Halbierung der Fließgeschwindigkeiten.

3. Verzweigungen, Überleitungen und Hochwasserrückhaltebecken

Desweiteren werden beim PNZ sämtliche im Modell berücksichtigten Verzweigungen, Überleitungen und Hochwasserrückhaltebecken herausgenommen, die diese nicht eine irreversible Veränderung darstellen.

Da kein Anspruch erhoben wird, daß der Potentiell Natürliche Zustand aufgrund fehlender Daten ausreichend erfaßt wurde, werden alle weiteren Betrachtungen beispielhaft durchgeführt.

9.2.2 Veränderungen des Wasserhaushalts

Der für den PNZ berechnete Wasserhaushalt unterscheidet sich deutlich von dem berechneten IST-Zustand. Generell nimmt die Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) stark zu und der gebildete Abfluß stark ab (Abbildung 9.4). Die Differenzen sind für den Validierungszeitraum stärker ausgeprägt als für den Kalibrierungszeitraum.

Einzelne Teilelemente erfahren eine Zunahme der Gesamtverdunstung von bis zu 208 mm/a. Die Elemente mit Zunahmen der aktuellen Verdunstung von mehr als 150 mm/a haben im IST-Zustand überwiegend "Ackerflächen" bzw. "Siedlung" als Landnutzung. Für einige Elemente wurde eine Abnahme der Gesamtverdunstung von bis zu 80 mm/a errechnet. Dies sind Rasterelemente die beim IST-Zustand nahezu ausschließlich Nadelwaldbestand aufweisen (Abbildung 9.5 und Abbildung 9.6). Nadelwald hat aufgrund der bedeutend größeren Verdunstungsleistung im Winter eine größere Jahresverdunstung als Laubwald.

Die räumliche Verteilung der Differenzen des jährlichen gebildeten Abflusses ist ein Negativbild der Verteilung der Differenzen der Verdunstung. Die größten Abweichung mit bis zu -208 mm/a sind dementsprechend in den Teilelementen mit überwiegender Ackernutzung beim IST-Zustand zu finden und in einigen Teilelementen mit überwiegender Nadelwald beim IST-Zustand sind Zunahmen der Abflußbildung mit bis zu 80 mm/a berechnet worden. In der Validierungsperiode 1992-96 fallen die gegenüber der Kalibrierungsperiode erhöhten Differenzen im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes auf (Abbildung 9.5 und Abbildung 9.6). In diesem Bereich steigen in der Validierungsperiode die Niederschlagssummen um ca. 120 mm an, während in den anderen Bereichen die Niederschlagssummen in der Validierungsperiode sich nur geringfügig erhöhen.

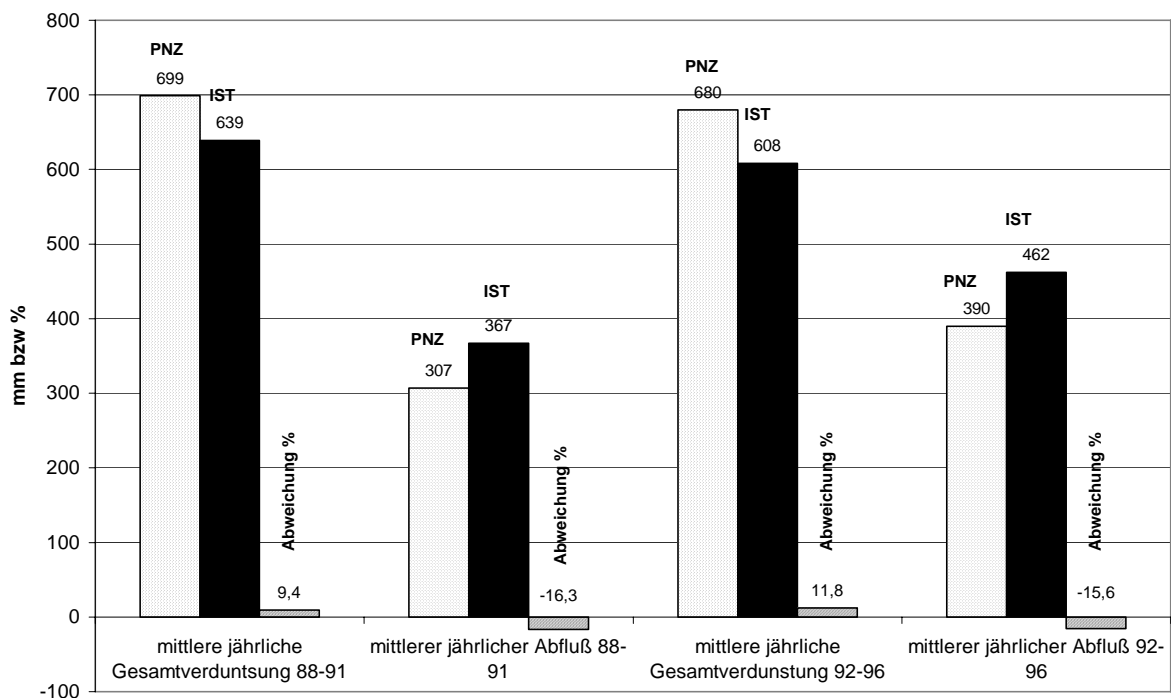


Abbildung 9.4: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung (aktuelle Evapotranspiration + Interzeption) und Abfluß des berechneten PNZ und IST-Zustandes für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum für das Einzugsgebiet der Seefelder Ach

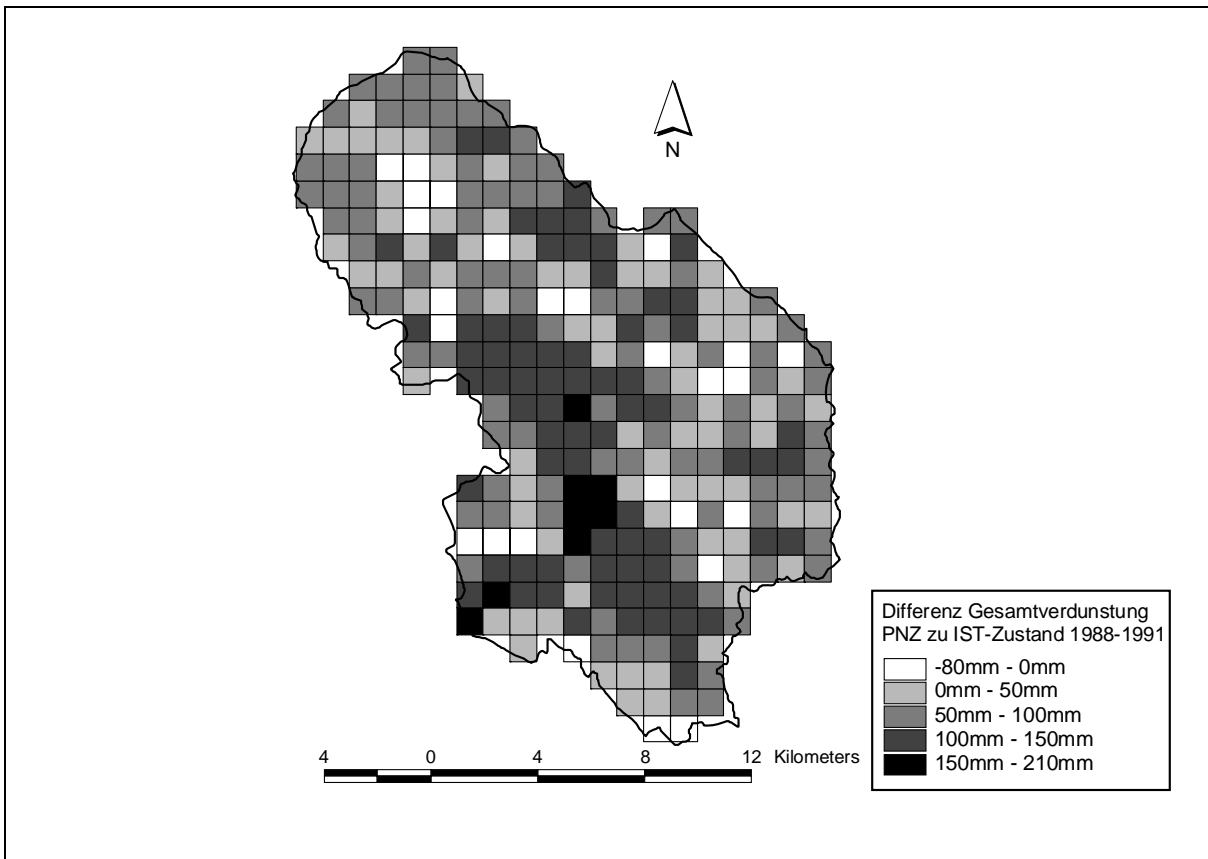


Abbildung 9.5: Räumliche Verteilung der Differenzen der jährlichen mittleren Gesamtverdunstung des PNZ zu dem IST-Zustand für den Kalibrierungszeitraum

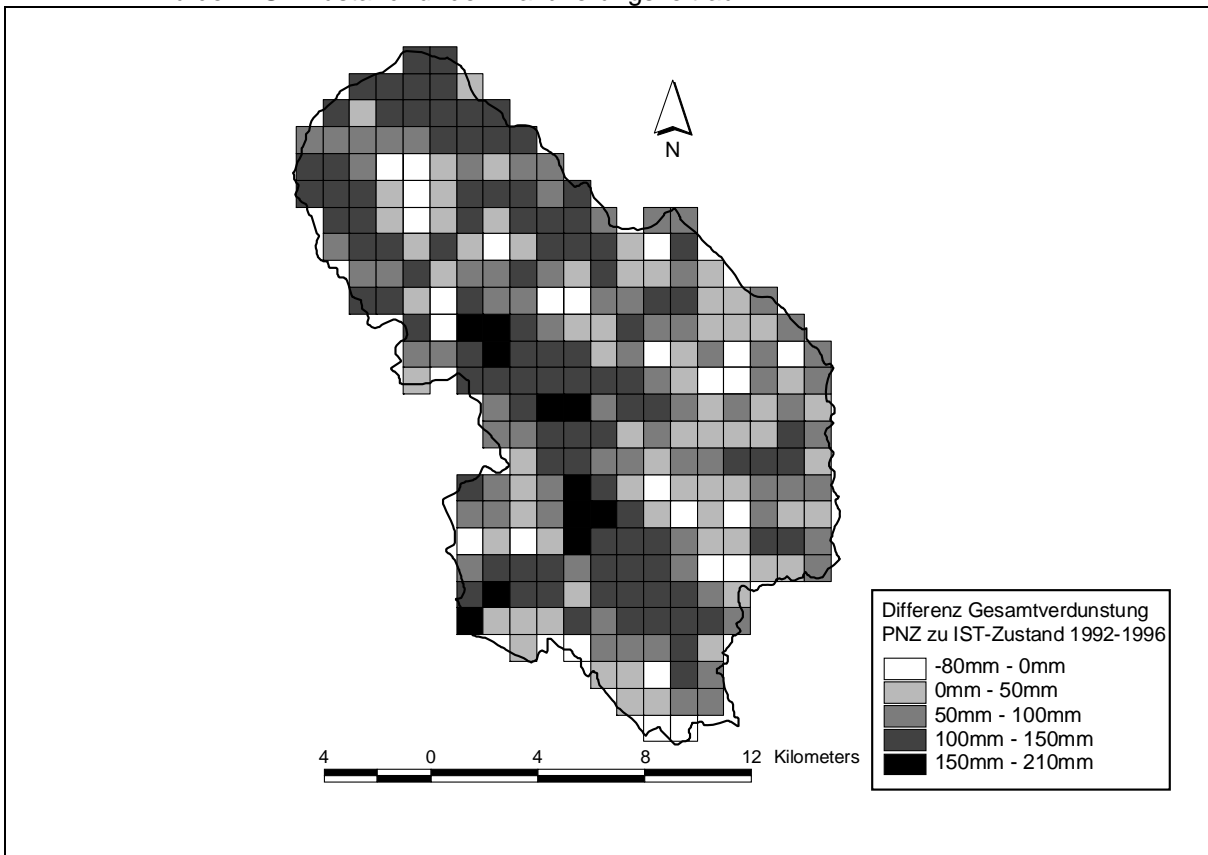


Abbildung 9.6: Räumliche Verteilung der Differenzen der jährlichen mittleren Gesamtverdunstung des PNZ zu dem IST-Zustand für den Validierungszeitraum

9.2.3 Vergleich der Parameter der Abflußdynamik

Es werden für den Pegel Uhldingen die IHA-Parameter und die Autokorrelationskoeffizienten des berechneten PNZ und IST-Zustandes für den Zeitraum 01.11.1987-31.10.1996 miteinander verglichen und bezüglich ihrer Auffälligkeiten diskutiert.

Dabei werden die ermittelten Parametern mit denen des berechneten und gemessenen IST-Zustandes verglichen, um eine Bewertung zu ermöglichen. Es werden ebenfalls die Mittelwerte der IHA Parameter für die einzelnen Parametergruppen gebildet, damit ein besserer Überblick über die Veränderungen zu erhalten ist.

IHA-Parameter

GRUPPE 1

Größenordnung der monatlichen Abflußbedingungen

Die Abweichungen von PNZ zu dem berechneten IST-Zustand ist immer größer als die Abweichung des berechneten IST-Zustandes zu dem gemessenen. Die größte Veränderung durch den PNZ erfolgt im Juni bis November mit über 20% Abnahme der Abflüsse.

Tabelle 9.1: Mittlere monatliche Abflüsse in m³/s für PNZ und den berechneten IST-Zustand für Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
PNZ	3,88	3,37	3,68	4,01	3,13	3,72	2,59	1,91	1,63	1,65	2,21	3,97
IST ber	3,95	3,65	3,93	4,25	3,72	4,73	3,67	2,67	2,30	2,43	3,11	4,65
Differenz (%)	-1,77	-7,67	-6,36	-5,65	-15,86	-21,35	-29,43	-28,46	-29,13	-32,10	-28,94	-14,62

Wie in Abbildung 9.7 zu sehen ist, führen die hohen Abflußabnahmen im Sommer dazu, daß die Juniabflüsse für PNZ geringer werden als die Märzabflüsse. Es kommt zu einer leichten Abänderung des Abflußregimes gegenüber dem berechneten IST-Zustand.

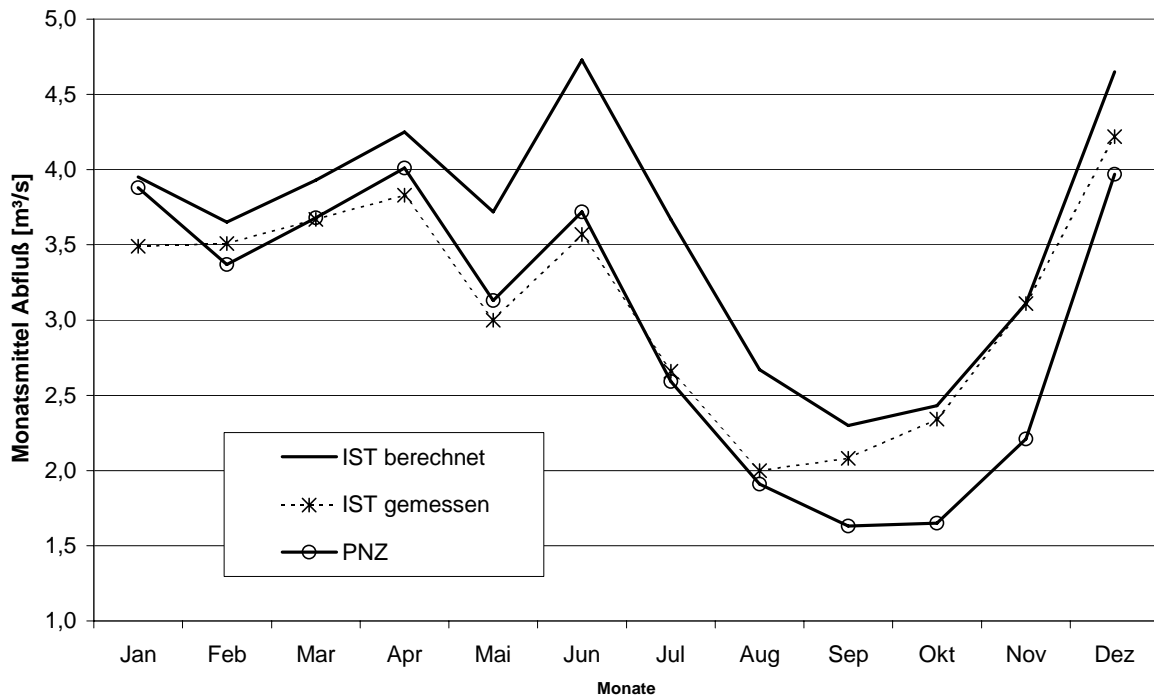


Abbildung 9.7: Mittlere monatliche Abflüsse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ für den Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996

Entsprechend der in Kapitel 6.2.3 geführten Diskussion und der dabei herausgestellten Plausibilität der Modellberechnungen für verschiedene Landnutzungsszenarien bezüglich der Abflußmittelwerte kann angenommen werden, daß die berechneten Abweichungen des PNZ zum berechneten IST-Zustand in ihrer Größenordnung richtig sind.

Gruppe 2 und 3 Größenordnung, Dauer und Eintrittszeitpunkt der jährlichen Abflußextreme

Die Werte der Hochwasserparameter HQ(Jahr), HM7Q und HM90Q nehmen bei dem PNZ deutlich gegenüber dem berechneten IST-Zustand ab. Die mittleren eintägigen Jahreshochwasser werden am stärksten durch den PNZ beeinflusst. Die Abweichungen entsprechen in ihrer absoluten Größe ungefähr den Abweichung des gemessenen vom berechneten IST-Zustand (Abbildung 9.8).

Der Rückgang der Hochwasserparameter bei größeren Waldanteilen und Laufverlängerung im Einzugsgebiet entspricht vielen hydrologischen Untersuchungen (LEIBUNDGUT & UHLENBROOK 1997).

Ebenfalls nehmen die Werte der Niedrigwasserparameter NQ(Jahr), NM7Q und NM90Q ab (Abbildung 9.9). Die Veränderungen sind alle plausibel, doch darf nicht vergessen werden, daß aufgrund unzureichend bekannter Zusammenhänge bzw. fehlender Parametrisierung, eine Veränderung der Bodeneigenschaften durch den Waldbestand im Modell nur über den Parameter b geschätzt wurde, und damit wichtige Hoch- und Niedrigwasser beeinflussende Eigenschaften eventuell nicht ausreichend berücksichtigt sind.

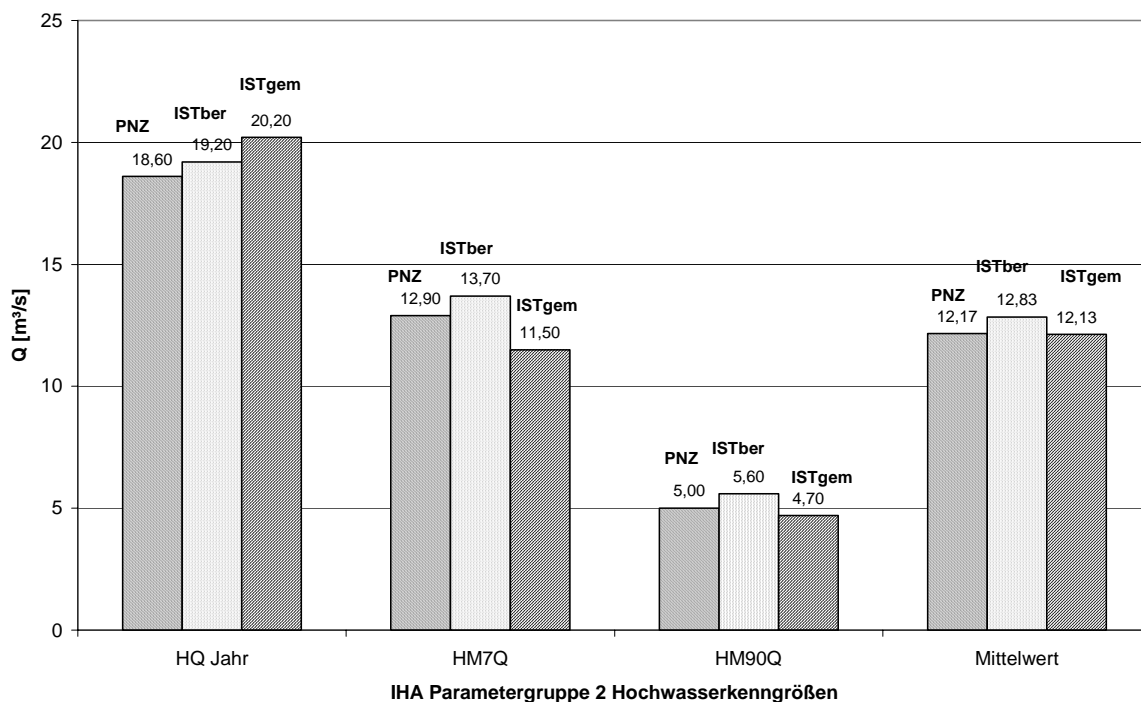


Abbildung 9.8: Mittlere jährliche ein-, sieben- und neunzigtägige Hochwasserereignisse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996

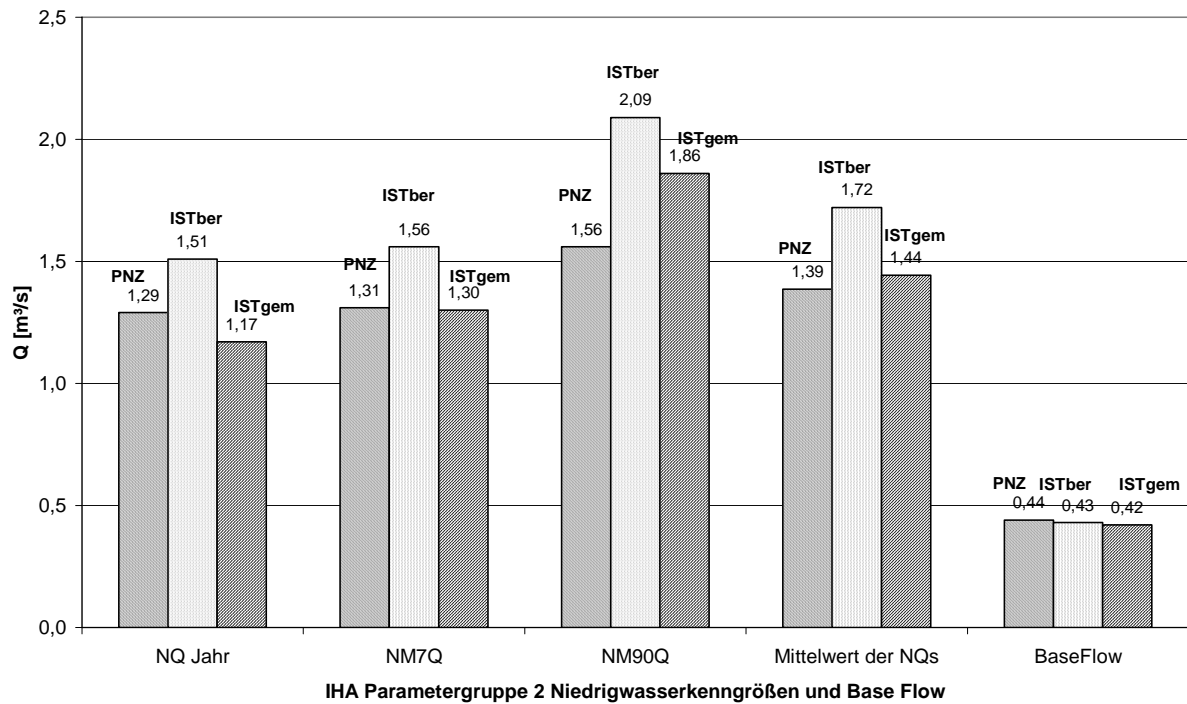


Abbildung 9.9: Mittlere jährliche ein-, sieben- und neunzigtägige Niedrigwasserereignisse für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.10.1996

Die Jahreshochwasser treten im Mittel bei PNZ um 2 Monate früher ein als beim berechneten IST-Zustand. Dies folgt aus der Regimeveränderung, die bei den Parametern IHA 1 zu beobachten ist. Die mittleren Eintrittszeitpunkte der Jahreshochwasser des gemessenen Zustandes sind Anfang März.

Die Jahresniedrigwasser treten bei PNZ im Mittel 14 Tage später ein, als beim berechneten IST-Zustand. Und die gemessenen Jahresniedrigwasser treten um 2 Tage früher als beim berechneten IST-Zustand ein.

Gruppe 4 Frequenz/Häufigkeit und Dauer der Hoch/Niedrigwassersituationen

Diese Parametergruppe wird stark von der Retentionsleistung des Einzugsgebietes geprägt. Eine hohe Retentionsleistung bedeutet geringe Anzahl und lange Dauer von Hoch/Niedrigwassersituationen.

Die mittlere Anzahl der Hoch- und Niedrigwassersituationen nimmt erwartungsgemäß vom berechneten IST-Zustand zum PNZ ab und die mittlere Dauer nimmt zu. Das Verhalten letzterer ist bei den Niedrigwassersituationen ausgeprägter als bei den Hochwasserereignissen. Die Abweichungen sind auffällig gegenüber den Abweichungen des berechneten zum gemessenen IST-Zustand und stehen im Einklang mit der "ablußausgleichenden" Wirkung von Waldflächen.

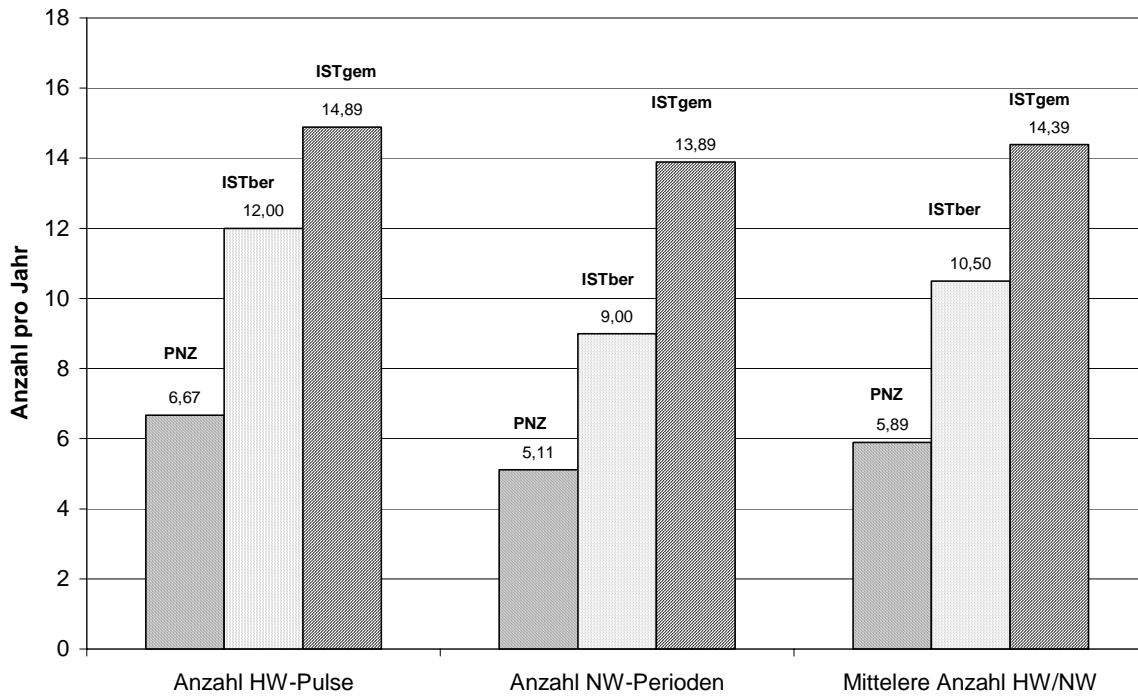


Abbildung 9.10: Mittlere Anzahl der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996

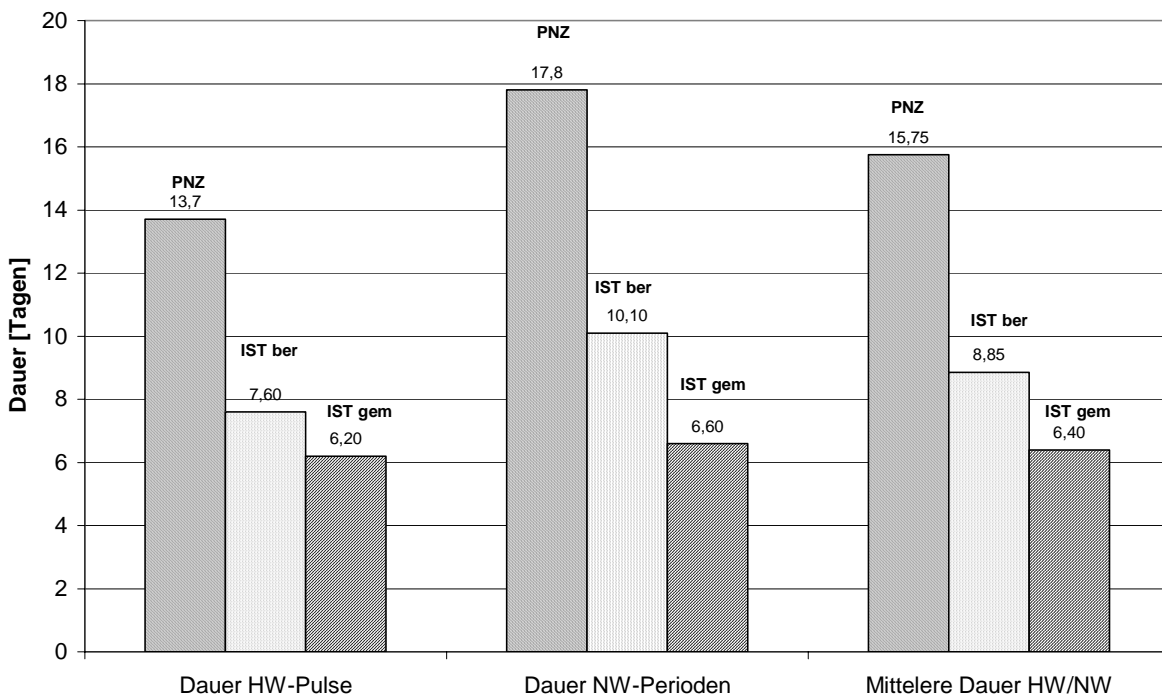


Abbildung 9.11: Mittlere Dauer der jährlichen Hoch- und Niedrigwasserereignisse pro Jahr (> 75% bzw. < 25% des MQ) für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996

GRUPPE 5

Rate/Frequenz der hydrographischen Änderungen

Diese Parametergruppe beschreibt aus hydrologischer Sicht das "Erinnerungsvermögen" des Einzugsgebietes für die Dauer eines Tages. Damit entspricht diese Parametergruppe in etwa dem Autokorrelationskoeffizienten für den ersten Verschiebungstag.

Die Abweichungen des PNZ vom berechneten IST-Zustand sind für die mittleren positiven und negativen Abflußänderungen deutlich. Die Veränderungen der Anzahl der Tage mit Abflußumkehr sind nicht auffällig im Vergleich zu den Abweichungen des berechneten zum gemessenen IST-Zustandes. Ansonsten entsprechen die Parameterveränderungen der zu erwartenden höheren Retentionsleistung des Einzugsgebietes bei dem Potentiell Natürlichen Zustand durch den vergrößerten Waldanteil und durch die Halbierung der Fließgeschwindigkeiten im Gerinne.

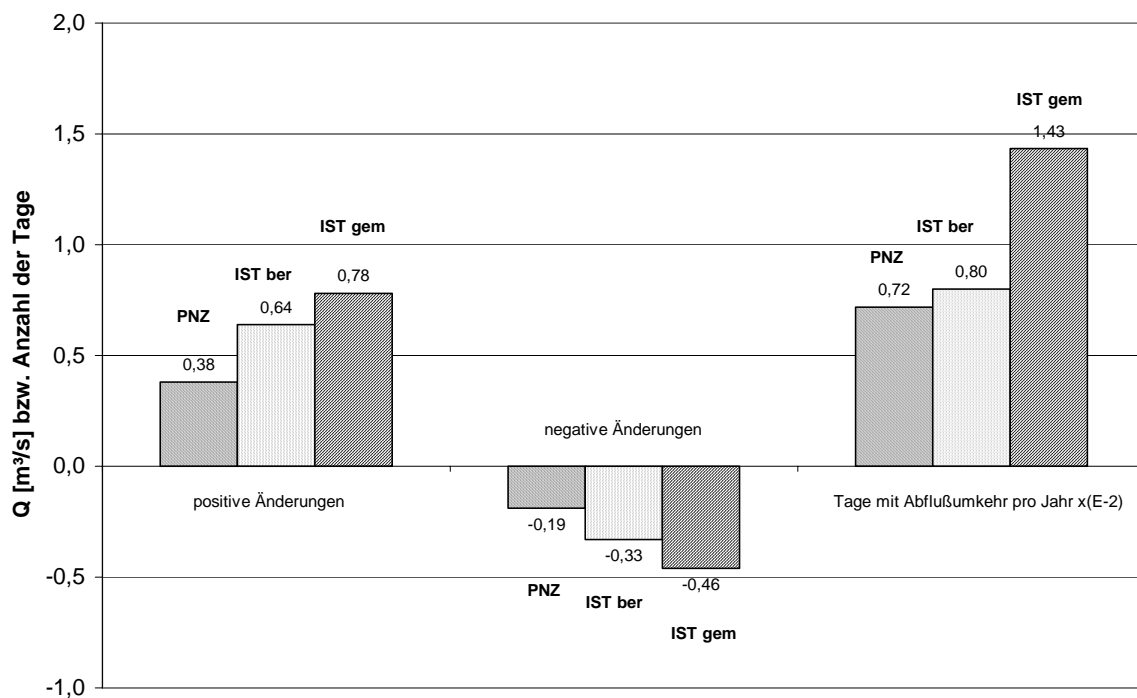


Abbildung 9.12: Mittlere negativen und positiven Abflußänderungen aufeinanderfolgender Tage und mittlere Anzahl der Tage mit Abflußumkehr pro Jahr für den gemessenen und berechneten IST-Zustand und PNZ am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996

Autokorrelationskoeffizienten

Wie schon erwähnt reagieren die Autokorrelationskoeffizienten, wie sie in der vorliegenden Arbeit berechnet werden, also nach Saisonbereinigung, auf alle Veränderungen im Untersuchungsgebiet, die das "Erinnerungsvermögen" des Systems beeinflussen.

Die Autokorrelationskoeffizienten erfassen ein viel größeres Spektrum an Gebietseigenschaften als die IHA-Parameter der Gruppe 3 und 4.

Der Potentiell Natürlich Zustand PNZ erhöht die Autokorrelationskoeffizienten gegenüber dem berechneten IST-Zustand (Abbildung 9.13).

Das heißt, das System reagiert im PNZ langsamer als für den IST-Zustand. Dies stimmt mit den Untersuchungen der Autokorrelationskoeffizienten natürlicher Einzugsgebiete mit unterschiedlichen Waldanteilen überein (KIRCHNER 1986). Der Waldanteil in einem Einzugsgebiet bestimmt wesentlich die Retentionskapazität des Systems. Ebenso bewirkt die Halbierung der Fließgeschwindigkeiten im Gerinne eine Erhöhung der Translation- und Retentionsleistung.

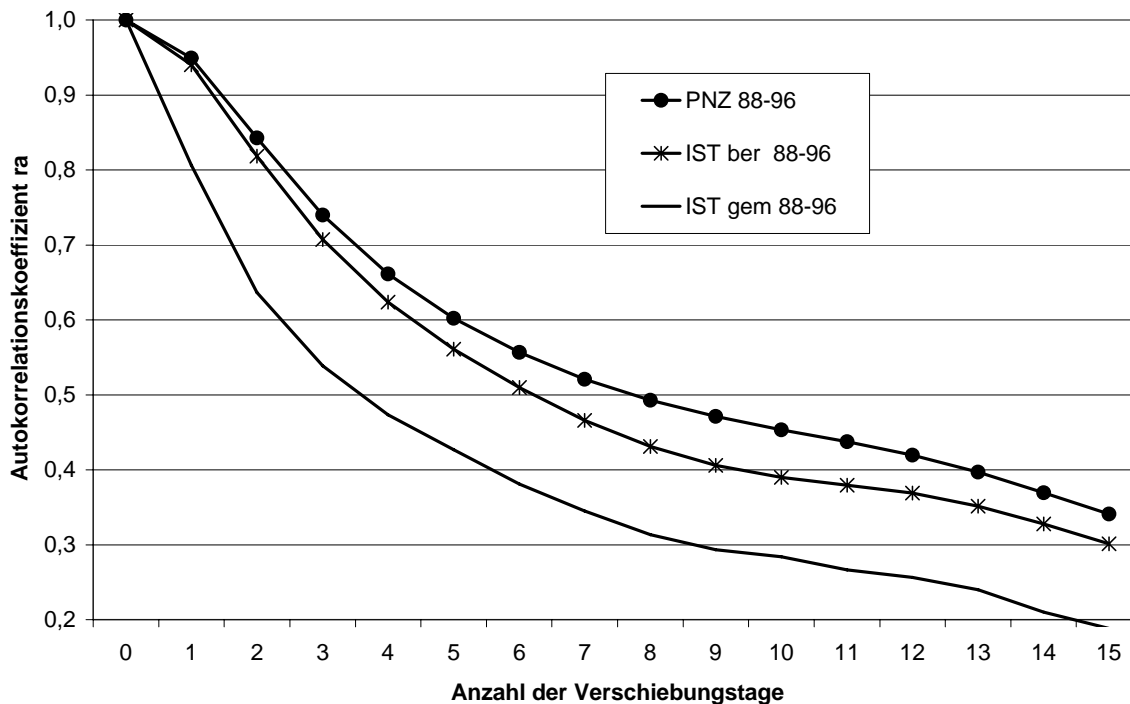


Abbildung 9.13: Autokorrelationskoeffizienten für bis zu 15 Verschiebungstage für den gemessenen (IST gem), berechneten IST-Zustand (IST ber), PNZ und dem berechneten IST-Zustand ohne Verzweigungen, Überleitungen und Hochwasserrückhaltebecken am Pegel Uhldingen 01.11.1987-31.12.1996

9.3 Aufstellen von Umweltqualitätsverhältnissen (EQR)

Entsprechend dem Bericht der EU-Kommission GD XI 1996 "The Harmonised Monitoring and Classification of Ecological Quality of Surface Waters in the European Union" (NIXON ET AL. 1996, 52) werden die Umweltqualitätsverhältnisse aufgestellt. Dies sind einheitslose Größen, die Werte zwischen 1 und 0 annehmen. 1 entspricht dabei dem Potentiell Natürlichen Zustand bzw. dem Referenzzustand und Werte nahe Null einem schlechtestem Zustand. Dies stellt damit ein festes Bezugssystem im Bewertungsschema dar. Die unterschiedlichen nationalen EQRs werden dann mit einem Interkalibrierungssystem aufeinander abgestimmt und mit Korrekturfaktoren versehen. Letztendlich werden die korrigierten EQRs den Klassen "sehr gut", "gut"etc. der vorgeschlagenen Wasserrahmenrichtlinie zugeordnet.

In dieser Arbeit wird nur versucht die EQRs aufzustellen, die dann für die Interkalibrierung verwendet werden können.

Die in dem Kommissionsbericht und in der WRR vorgeschlagene Vorgehensweise sieht im besonderen dieses Verfahren für biologische Parameter vor. Da jedoch dafür Referenzgewässer tatsächlich vorliegen müssen, kann es durchaus sinnvoll sein beim Fehlen von Referenzgewässern auf Modelle zurückzugreifen und EQRs für hydrologische Parameter zu verwenden, die dann wiederum bei der Bestimmung der biologischen Parameter weiterhelfen, bzw. zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen herangezogen werden können.

Hydrologische Aspekte sind zur Zeit in den Bewertungsverfahren des Gewässerschutzes untervertreten (LEIBUNDGUT 1997, 37 und LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999). Es kann daher die Verwendung von Bewertungsmethoden, wie sie sich für die biologischen und chemischen Parameter bewährt haben, für die Parameter der Abflußdynamik praktikabel sein.

Limnologische Untersuchungen schlagen vor, daß die Gesamtheit der Eigenschaften des hydrologischen Regimes notwendig ist, um die Biodiversität und das Evolutionspotential der Ökosysteme zu erhalten (RICHTER ET AL. 1999). Damit ist offensichtlich, daß im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung nur schwer einzelne Parameter herausgegriffen werden und

optimiert werden können, um die Bedingungen für eine einzelne Spezies zu verbessern. Statt dessen sollte versucht werden das natürliche hydrologische Regime annähernd wiederherzustellen, welches die Gesamtheit der Spezies unterhalten hat (SPARKS 1992).

Damit ist auch gerechtfertigt, daß bei den Umweltqualitätsverhältnisse keine Richtung der Veränderung eines Parameters zum Ausdruck kommt, denn jede Abweichung vom Potentiell Natürlichen Zustand ist damit suboptimal, im Sinne der Frage nach einer Naturnähe.

Die Umweltqualitätsverhältnisse werden, da keine weitere Angaben in dem Kommissionsbericht genannt sind, folgendermaßen aufgestellt:

$$EQR(A) = \frac{A(IST)}{A(PNZ)} \quad \text{falls } A(IST) < A(PNZ) \quad (9.2)$$

$$\text{sonst } EQR(A) = \frac{A(PNZ)}{A(IST)} \quad (9.3)$$

EQR(A): Umweltqualitätsverhältnis für den Parameter A

A(IST): Hydrologischer Parameter für den berechneten IST-Zustand

A(PNZ): Hydrologischer Parameter für den Potentiell Natürlichen Zustand

Die so definierte Umweltqualitätsverhältnis soll einen Maßstab für die Naturnähe bzw. Naturferne der hydrologischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes mit Werten zwischen 1 und 0 liefern. Nach Untersuchung und Abwägung der sozioökonomischen Faktoren können Entwicklungsziele, wie der "sehr gute Zustand" (WRR), anhand diese Maßstabes mit Werten versehen werden.

Dabei stellt sich natürlich die Frage, ob der mit dem Modell berechnete oder gemessene IST-Parametewert verwendet wird. Es bietet sich aus theoretischer Überlegung die erste Variante an. Es kann nie erwartet werden, daß ein Modell die Realität exakt abbildet. Falls jedoch die Prozesse ausreichend genau im Modell abgebildet werden, werden Veränderungen im System zu einem veränderten Systemausgang führen. Diese Veränderung ist in ihrer Größenordnung und ihrer Richtung richtig, insbesondere wenn die Systemveränderungen keine kalibrierten Parameter betreffen und wenn die betroffenen Prozesse physikalisch ausreichend detailliert beschrieben sind (siehe Kapitel 6.2.3).

In Tabelle 9.2 sind die Umweltqualitätsverhältnisse der verschiedenen Parameter für Pegel Uhdlingen dargestellt. Dabei wurden die Mittelwerte der Gruppen 1 und 5 der IHA-Parameter bestimmt. Für die Gruppen 2 und 4 wurden Mittelwerte getrennt für die Hoch- und Niedrigwasserparameter aufgestellt.

Tabelle 9.2: Umweltqualitätsverhältnisse für den berechneten IST-Zustand Pegel Uhdingen 01.11.1987 bis 31.10.1987 ermittelt mit dem berechneten PNZ

Auto-korrelations-koeffizient		IHA 01 Mittlere monatliche Abflüsse		IHA 02, Größe und Dauer jährlicher Abflußextrema		IHA 03, Zeitpunkt der jährlichen Abflußextrema		IHA 04, Frequenz und Dauer von Hoch- und Niedrigwasser		IHA 05, Rate hydrologischer Änderungen	
Tage	UQR	UQR	UQR	UQR	UQR	UQR	UQR	Anzahl	UQR	UQR	UQR
1	0,99	Jan	0,98	HQ Jahr	0,97	HQ Jahr	0,67	HW-Pulse	0,56	pos Änderungen	0,59
2	0,97	Feb	0,92	HM7Q	0,94	NQ Jahr	0,94	NW-Period.	0,57	neg Änderungen	0,58
3	0,96	Mar	0,94	HM90Q	0,89			Mittel Anzahl	0,56	Tage Abflußumkehr	0,58
4	0,94	Apr	0,94	Mittel HQ	0,93			Dauer		Tage Abflußumkehr	0,58
5	0,93	Mai	0,84	NQ Jahr	0,85			HW-Pulse	0,55		
6	0,92	Jun	0,79	NM7Q	0,84			NW-Period.	0,57		
7	0,89	Jul	0,71	NM90Q	0,75			Mittel Dauer	0,56		
8	0,87	Aug	0,72	Mittel NQ	0,81						
9	0,86	Sep	0,71	BaseFlow	0,81						
10	0,86	Okt	0,68								
11	0,87	Nov	0,71								
12	0,88	Dez	0,85								
13	0,89	Mittel	0,82								
14	0,89										
15	0,88										
Mittel	0,91										

Es zeigt sich für die meisten Parameter eine deutliche Verschlechterung der EQR. Nur die Autokorrelationskoeffizienten und die Hochwasserkenngrößen der IHA-Parametergruppe 2 reagieren geringfügig.

Ebenfalls wurden die Umweltqualitätsverhältnisse für räumliche Verteilung des Abflusses und der Verdunstung aufgestellt (Abbildung 9.14 und Abbildung 9.15).

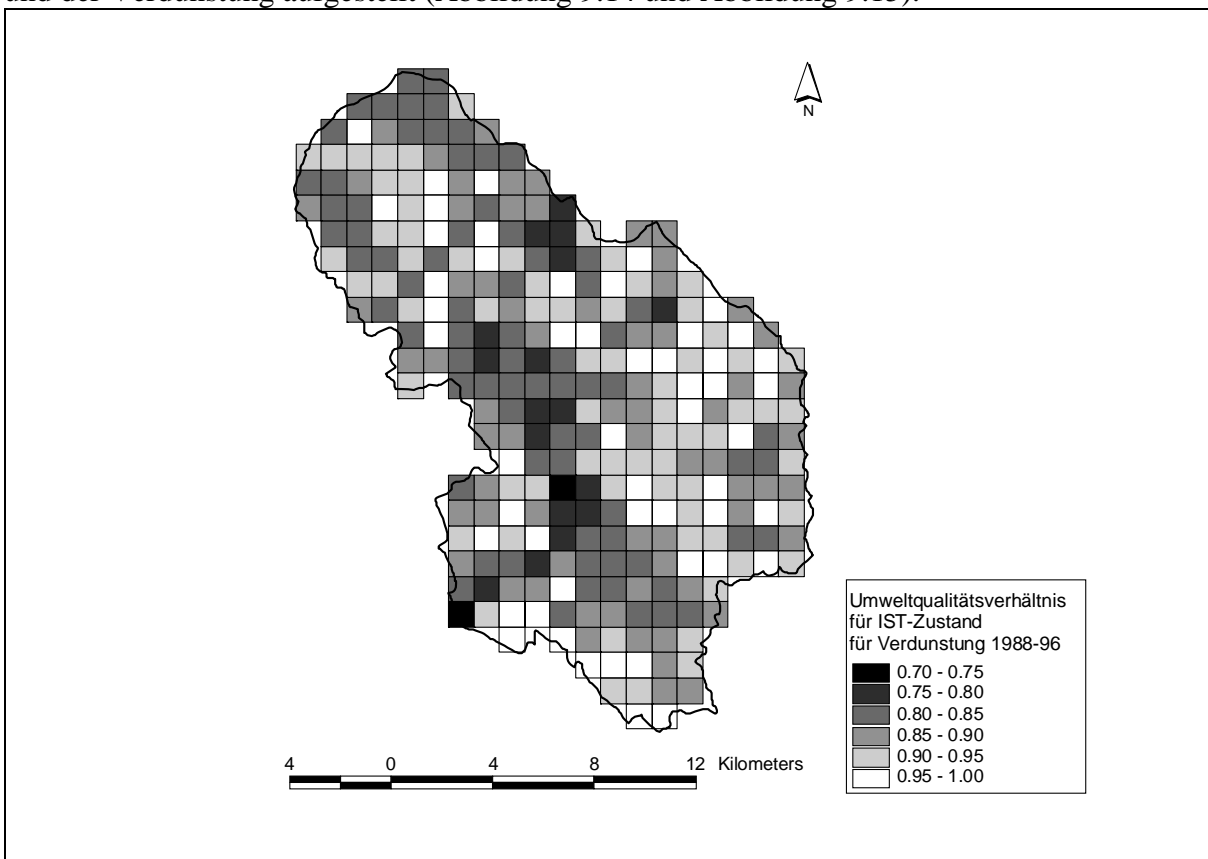


Abbildung 9.14: Räumliche Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse der Verdunstung für den IST-Zustand für den Zeitraum 1988-1996

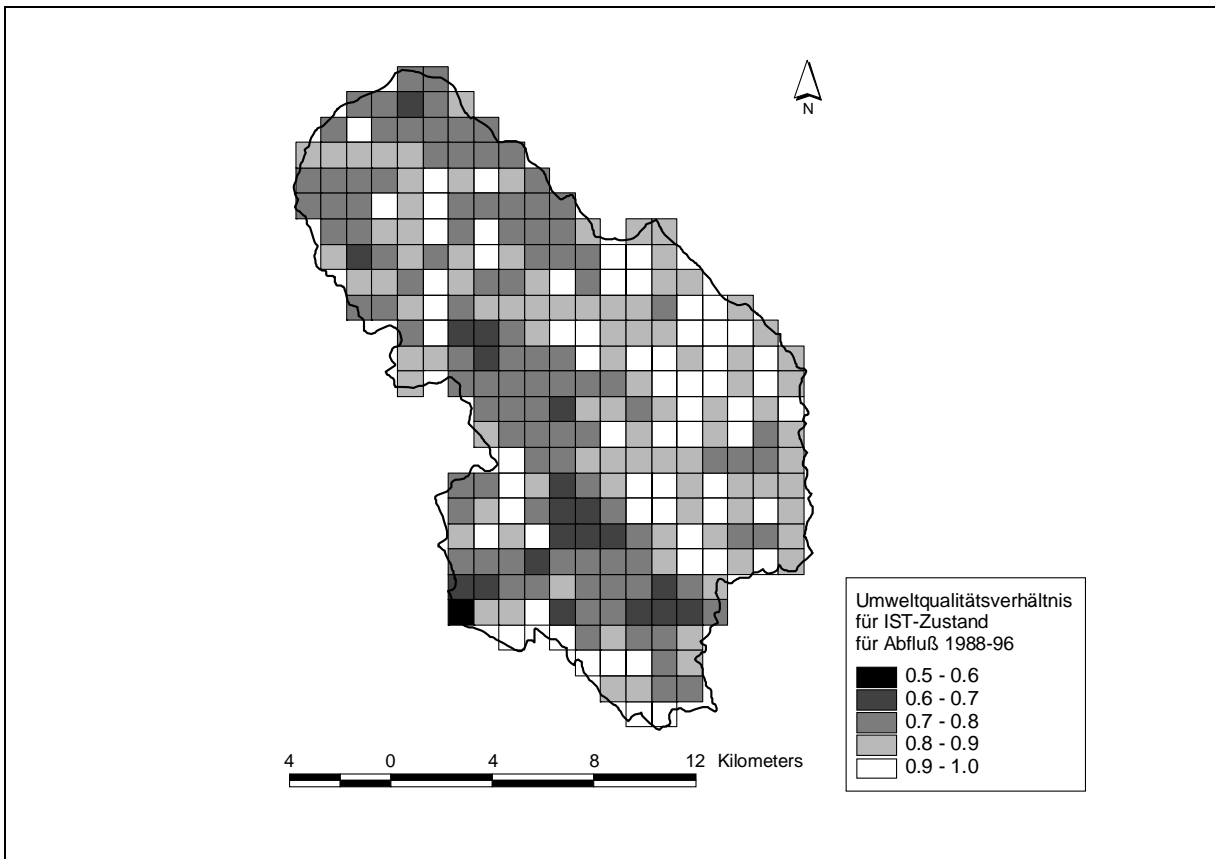


Abbildung 9.15: Räumliche Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse des Abflusses für den IST-Zustand für den Zeitraum 1988-1996

9.4 Fehlerbetrachtung und Plausibilität

Im vorliegenden Fall konnte das Modell nicht optimal an die natürlichen Verhältnisse angepaßt werden, wie in Kapitel 7 gezeigt wurde. Damit stellt sich die Frage, ob die beim PNZ berechneten Veränderungen plausibel sind und welche Fehler sie enthalten können. Da LARSIM keine automatisiertes Kalibrierungsverfahren enthält und damit eine statistische Fehlerbetrachtung der Modellberechnungen sehr arbeitsintensiv ist (LEBBE & BREUCK 1997), wurden keine Standardabweichungen und Vertrauensbereiche für die Modellergebnisse berechnet. Dies sind wertvolle Angaben zur Beurteilung der Aussagekraft von Szenarienberechnungen.

Die Veränderungen, die für den Aufbau des Modell für den PNZ vorgenommen wurden, betreffen zum einen Parameter, die nicht kalibriert wurden, aber auch einen Parameter der bei der Kalibrierung ermittelt wurde.

Die Parameter der Landnutzung und der Rauigkeitsbeiwert k_{st} der Gewässerteilstrecken wurden nicht kalibriert. Die betroffenen Prozesse, die Evapotranspiration/Interzeption und die Translation-Retention im Gerinne, sind physikalisch detailliert beschrieben. Somit wird entsprechend dem Kapitel 6.2.3 angenommen, daß die Auswirkung der Veränderungen durch den PNZ in ihrer Größenordnung und Richtung gut erfaßt sind auch wenn die absoluten Werte nicht stimmen. Auch konnte in Kapitel 8.4 gezeigt werden, daß wahrscheinlich ein Großteil des Modellfehlers durch die unzureichenden hydrometeorologischen Daten verursacht ist. Da EQR eine Verhältniszahl ist, werden nur die relativen Abweichungen erfaßt und Fehler, die sich aus den hydrometeorologischen Daten ergeben werden dabei keine allzu große Rolle spielen.

Eine etwas andere Situation stellt sich bei dem Parameter b der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion dar. Dieser Parameter wurde bei der Kalibrierung ermittelt. Damit kann sich ein Kalibrierungsfehler auf die Szenarienberechnung übertragen. Dazu kommt, daß

die betroffenen Prozesse der Infiltration und des Wassertransportes in der oberen Bodenzone nur grob beschrieben werden. Desweiteren existieren keine exakten quantitativ beschreibbaren Zusammenhänge des Parameters b mit der Landnutzung und die Bestimmung des Parameterwerts für verschiedene Szenarien kann nur über Regionalisierungsverfahren stattfinden.

Es kann zusammenfassend gesagt werden, daß die Betrachtung der Ergebnisse aus den Szenarienberechnungen relativ zum berechneten IST-Zustand durchgeführt werden muß. Damit wird der Einfluß der großen Fehler, die sich aus den fehlerhaften Modelleingangsdaten ergeben, zum größten Teil aus der Bewertung herausgenommen.

Der Potentiell Natürliche Zustand kann bis auf die Veränderungen der komplexen Prozesse im Bodenspeicher, die sich aus der veränderten Landnutzung, ergeben, plausibel und gut mit dem vorliegenden Modell erfaßt werden.

9.5 Szenarien zur Abschätzung der Auswirkung von Flußgebiets-Managementmaßnahmen

Im folgenden werden die Auswirkungen acht verschiedener Szenarien der Landnutzung, der Fließgewässerrenaturierung, einer veränderten landwirtschaftlichen Praxis und von Wasserversorgungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt anhand der Veränderungen der oben untersuchten Umweltqualitätsverhältnisse untersucht. Alle diese Szenarien sollen nur beispielhaft berechnet werden, um zu zeigen inwieweit das Modell auf die Veränderungen reagiert und ob die Darstellung als Umweltqualitätsverhältnisse praktikabel ist. Dabei werden die berechneten Umweltqualitätsverhältnisse mit den Werten für den IST-Zustand verglichen (Tabelle 9.3).

Da für die IHA Parameter der Gruppe 3 (Eintrittszeitpunkt der Abflußextreme) keine Veränderungen bei den verschiedenen Szenarien zu beobachten war, wird diese Parametergruppe für die folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt.

Szenario 1

Sämtliche Ackerflächen des Einzugsgebietes (28,2% der Gesamtfläche) werden durch die Landnutzung Mischwald ersetzt. Dieses Szenario soll die Auswirkungen des Rückgangs landwirtschaftlicher Nutzflächen zugunsten von Waldflächen auf den Wasserhaushalt simulieren.

Dieses Szenario zeigt insgesamt die größten Auswirkungen im Vergleich mit den anderen Szenarien. Alle Umweltqualitätsverhältnisse verbessern sich um mehr als 0,02 bis auf die Autokorrelationskoeffizienten, da dieser gegenüber PNZ erniedrigt werden. Herausragend sind die Verbesserungen der EQRs der IHA-Parametergruppe 1 (mittlere monatliche Abflüsse), sowie der Niedrigwasserkenngrößen der IHA Parametergruppe 2, die vor allem durch die höhere Verdunstungs- und Retentionsleistung der Waldflächen gegenüber den Ackerflächen bedingt sind.

Im Mittel verbessern sich die EQRs um 0,04.

Szenario 2

Die Strickler- Beiwerte k_{st} wurden für die Hälfte der Fließgewässerstrecken halbiert. Diese Simulation soll die möglichen Auswirkungen einer Fließgewässerrenaturierung auf den Wasserhaushalt simulieren. Es werden die Fließzeiten für jede zweite Gewässerteilstrecke verdoppelt, das heißt für die gesamte Gewässerstrecke findet eine Erhöhung der Fließzeiten um 25% statt.

Es werden deutlich die EQR der Parameter IHA 4 (Frequenz und Dauer von Hoch- und Niedrigwasser) und IHA 5 (Rate und Frequenz hydrographischer Änderungen) verbessert. Dies sind die Parameter, die besonders auf Veränderungen der Speichereigenschaften des Gebietes reagieren. Eigentlich wäre bei der Erhöhung der Fließzeiten im Gerinnen eine deutlichere Erniedrigung der Hochwasserspitzen zu erwarten gewesen. Dafür müßten aber

Stundenwertberechnungen durchgeführt werden, da die Fließzeiten, selbst für die gesamte Seefelder Aach von Quelle bis Mündung, kürzer als ein Tag sind. Im Mittel verbessern sich die EQRs um 0,01.

Szenario 3

Für Teilgebiete mit einer Gesamtfläche von 97 km² und mit überwiegender landwirtschaftlicher Nutzung, die alle oberhalb des Zusammenflusses der Deggenhauser Aach mit der Seefelder Aach liegen wurde der Formparameter b (BSF) halbiert. Dies bedeutet eine Erniedrigung des Abflußbeiwertes für diese Flächen, das heißt eine Erhöhung der Infiltrationsintensitäten und ein verringerter Direktabflußanteil. Diese Simulation soll die Veränderungen bedingt durch die Anwendung einer "guten landwirtschaftlichen Praxis" darstellen.

Szenario 3 verbessert deutlich die EQR Werte für Anzahl und Dauer der Hoch- und Niedrigwasserperioden, Autokorrelationskoeffizienten und positive/negative Abflußänderungen. Die Verschlechterung der EQRs für die mittlere Größe der Hoch/Niedrigwasserereignisse und für den Base Flow, ist begründet, denn es findet eine Aufhöhung der Niedrigwasser und Mittelwasser gegenüber dem IST-Zustand statt, ohne daß ein erhöhte Verdunstung dies ausgleichen würde, wie dies bei PNZ der Fall ist. Im Mittel verbessern sich die Werte um 0,01.

Szenario 4

Wie Szenario 3, nur daß nicht der Formparameter b (BSF) verändert wurde, sondern die nFK um 25% für die Flächenanteile der Landnutzung "Acker", der einzelnen Teilelemente, erhöht wurde. Damit wurde die nFK für ca. 40 km² um 25% erhöht. Diese Simulation soll die Veränderungen bedingt durch die Möglichkeiten einer "guten landwirtschaftlichen Praxis" darstellen.

Die EQRs der Niedrigwasserkenngößen der IHA Parametergruppe 2 verschlechtern sich um 0,02, da eine Aufhöhung der Niedrigwasser gegenüber dem IST-Zustand stattfindet. Der Mittelwert aller Veränderungen ist 0,00.

Szenario 5

Beispielhaft wurde für die Landnutzung "Acker" die Parametrisierung Blattflächenindex verändert. Es wurde für alle Monate die Blattflächenindices um 1 erhöht. Dies soll einer landwirtschaftlichen Praxis, die Untersaat und Wintersaat verwendet, entsprechen und die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt simulieren.

Szenario 5 verbessert EQR aller Parameter um 0,02 bis auf die Autokorrelationskoeffizienten und die Tage mit Abflußumkehr. Die Verbesserungen sind gut erklärbar, da eine Erhöhung des Blattflächenindex eine erhöhte Verdunstung ermöglicht.

Doch muß erwähnt werden, daß dieses Szenario nur unvollständig ist, da die für die Eigenschaften der Landnutzung wichtigen weiteren Parameter Albedo, Oberflächen- und aerodynamischer Widerstand unverändert blieben, obwohl sie sich bei der entsprechenden landwirtschaftlichen Praxis natürlich verändern. Der Mittelwert aller Veränderungen ist 0,01.

Szenario 6

Es wird der Einfluß der Verzweigungen und Rückhaltebecken auf die Parameter untersucht. Dafür wird der Modellaufbau wie für den IST-Zustand verwendet, aber ohne Aktivierung der Verzweigungen und Hochwasserrückhaltebecken.

Es zeigt sich eine Verschlechterung der EQR der Autokorrelationskoeffizienten und der Parametergruppen IHA 2, da die abflauausgleichende Wirkung der Verzweigungen und Rückhaltebecken wegfällt. Im Mittel findet eine Verschlechterung der EQRs um 0,01 statt.

Szenario 7

Dieses Szenario beinhaltet die Veränderungen der Szenarien 2 bis 5. Es werden hier also mehrere der kombinierbaren Möglichkeiten einer veränderten landwirtschaftlichen Praxis und Flußrenaturierung dargestellt:

- Im nördlichen Teil des Einzugsgebietes wird für 97 km², aufgrund einer veränderten landwirtschaftlichen Praxis, der Parameter b erniedrigt (Erniedrigung des Abflußbeiwertes) und die nFK erhöht.
- Für das gesamte Gebiet der Seefelder Aach wird ebenfalls aufgrund einer veränderten landwirtschaftlichen Praxis über den Blattflächenindex eine erhöhte Verdunstung/Interzeption der Ackerflächen angenommen.
- Durch Flußrenaturierungsmaßnahmen werden die Fließgeschwindigkeiten für die Hälfte aller Strecken halbiert.

Szenario 7 verbessert deutlich die EQRs aller Parameter bis auf die Niedrigwasserkenngrößen und den Base Flow, die gegenüber dem IST-Zustand erhöht werden. Nach dem Szenario 1 werden hier die größten Veränderungen verursacht. Besonders auffällig ist die Verbesserung der EQR der Hochwasserkenngrößen und der mittleren positiven und negativen Änderungen um mehr als 0,05. Der Mittelwert aller Veränderungen ist 0,03.

Für dieses Szenario wird auch die räumliche Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse des Abflusses und der Verdunstung dargestellt (Abbildung 9.16 und Abbildung 9.17). Vor allem in der nördlichen Hälfte des Einzugsgebietes werden die EQR um bis zu 0,06 für die Verdunstung und bis zu 0,07 für den Abfluß verbessert. Dies ergibt sich vor allem aus den Veränderungen der Szenarien 3 und 4. Die Verbesserungen der EQR im restlichen Einzugsgebiet, die sich vor allem aus der "guten landwirtschaftlichen Praxis" im Szenario 5 ergeben, betragen je nach Anteil der Ackerflächen an der Landnutzung bis zu 0,03.

Szenario 8

Beim Modellaufbau für den IST-Zustand wurden die Kläranlagenabläufe nicht berücksichtigt, da angenommen wurde, daß das Wasser aus den Kläranlagenabläufen aus dem Einzugsgebiet entnommen wird. In Szenario 8 wird ein Zustand berechnet unter der Annahme, daß das Kläranlagenwasser von außerhalb des Einzugsgebietes stammt, es sich also um eine Fremdwasserversorgung handelt.

Es kommt zu einer Verschlechterung aller EQRs bis auf die EQRs der Autokorrelation und der Parameter der IHA-Gruppe 5 (Rate/Frequenz hydrologischer Änderungen). Es ist vor allem das einzige Szenario, das die EQR des mittleren monatlichen Abflusses gegenüber dem berechneten IST-Zustand verschlechtert. Ein weitere auffällige Verschlechterung findet für die EQR der Größe der Niedrigwasserabflüsse statt. Der Mittelwert aller Veränderungen ist -0,01.

Die Mittelwerte der Umweltqualitätsverhältnisse für die einzelnen Parametergruppen sind in Tabelle 9.3 dargestellt. Es zeigt sich, daß nur für Szenario 1 und 7 deutliche Verbesserungen der EQR berechnet werden.

Es kann daraus geschlossen werden, daß nur drastische Maßnahmen, wie die Umwandlung sämtlicher Ackerflächen in Mischwald, oder die Summe vieler kleiner Maßnahmen die Nähe zum Potentiell Natürlichen Zustand deutlich vergrößern kann.

Tabelle 9.3: Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien anhand der Mittelwerte der EQR für den Zeitraum 1988-96. Die Werte der EQR der einzelnen Szenarien werden mit den Werten für den IST-Zustand verglichen (Veränd.)

	Auto-korrelations- koeffizient		IHA 01, Mittlere monatliche Abflüsse			IHA 02, Größe und Dauer jährlicher Abflußextrema		IHA 04, Frequenz und Dauer von Hoch- und Niedrigwasser		IHA 05, Rate/Frequenz hydrologischer Änderungen		Mittel aller Parameter
			HQs	NQs	Base Fl.	Zahl	Dauer	pos/neg Änd.	Abfluß- umkehr			
Ist	0,91	0,82	0,93	0,81	0,81	0,56	0,56	0,58	0,90	0,77		
Sz1	0,90	0,88	0,96	0,90	0,90	0,59	0,59	0,66	0,90	0,81		
Veränd.	-0,01	0,06	0,03	0,09	0,09	0,02	0,03	0,08	0,00	0,04		
Sz2	0,90	0,82	0,94	0,81	0,81	0,59	0,60	0,61	0,91	0,78		
Veränd.	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,03	0,03	0,01	0,01		
Sz3	0,94	0,82	0,93	0,81	0,81	0,59	0,60	0,63	0,89	0,78		
Veränd.	0,03	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	0,03	0,04	0,04	-0,01	0,01		
Sz4	0,89	0,82	0,94	0,80	0,80	0,56	0,57	0,59	0,89	0,76		
Veränd.	-0,02	0,00	0,01	-0,02	-0,02	0,00	0,01	0,00	-0,01	0,00		
Sz5	0,91	0,84	0,96	0,83	0,83	0,58	0,58	0,60	0,89	0,78		
Veränd.	0,00	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	0,01		
Sz6	0,87	0,82	0,92	0,79	0,79	0,56	0,56	0,58	0,89	0,75		
Veränd.	-0,04	0,00	-0,01	-0,03	-0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01		
Sz7	0,94	0,84	0,99	0,80	0,80	0,59	0,59	0,67	0,91	0,79		
Veränd.	0,03	0,03	0,05	-0,01	-0,01	0,02	0,03	0,08	0,01	0,03		
Sz8	0,91	0,79	0,93	0,76	0,76	0,57	0,58	0,58	0,89	0,75		
Veränd.	0,00	-0,02	-0,01	-0,05	-0,05	0,01	0,02	0,00	0,00	-0,01		

Ebenfalls wurden die Veränderungen der räumlichen Verteilung der Umweltqualitätsverhältnisse für Szenario 7 gegenüber dem IST-Zustand für Abfluß und Verdunstung aufgestellt (Abbildung 9.16 und Abbildung 9.17). Es zeigen sich deutlich die Verbesserungen der Umweltqualitätsverhältnisse im Bereich des Oberlaufes der Seefelder Aach, vor allem aufgrund der Maßnahmen der Szenarien 3 und 4. Die EQR des Abflusses reagieren stärker auf die Maßnahmen als die der Verdunstung.

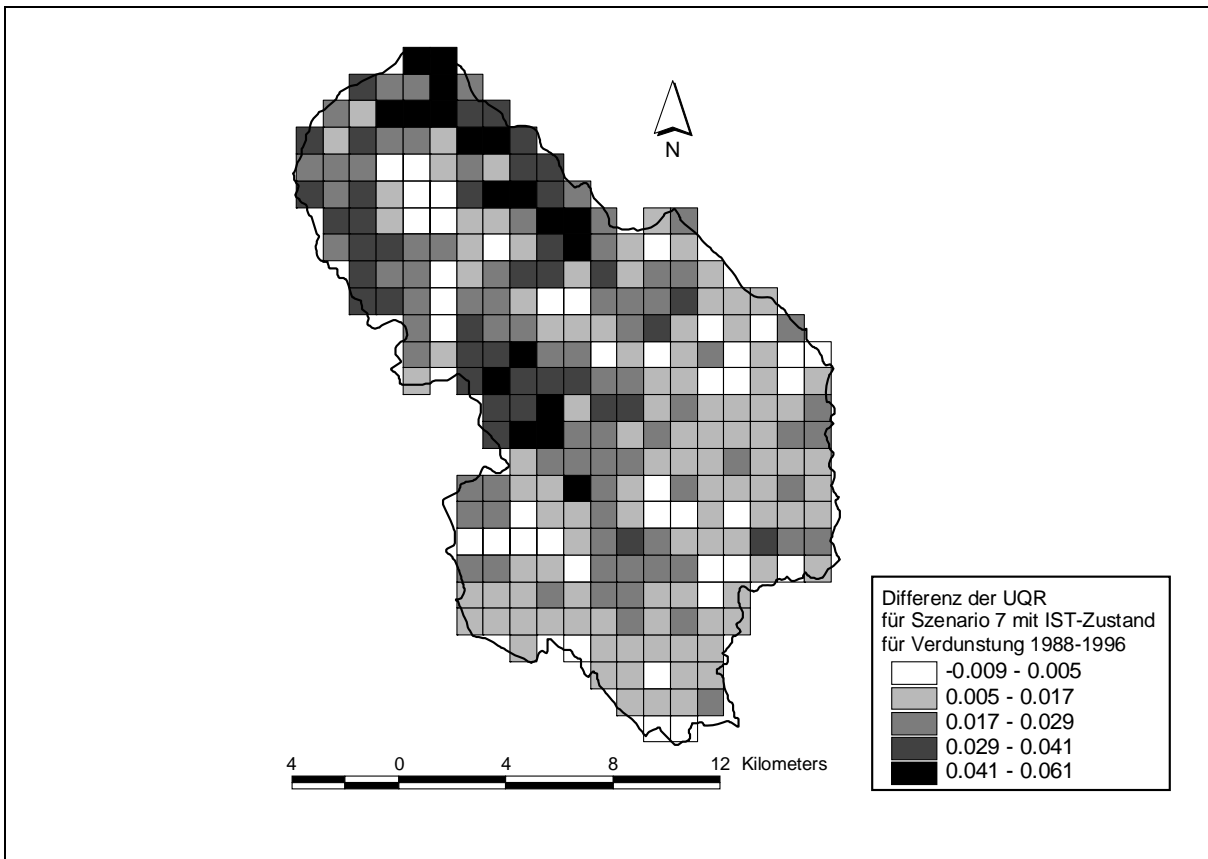


Abbildung 9.16: Räumliche Verteilung der Differenzen des Szenario 7 zu dem IST-Zustand der Umweltqualitätsverhältnisse der Verdunstung 1988-1996

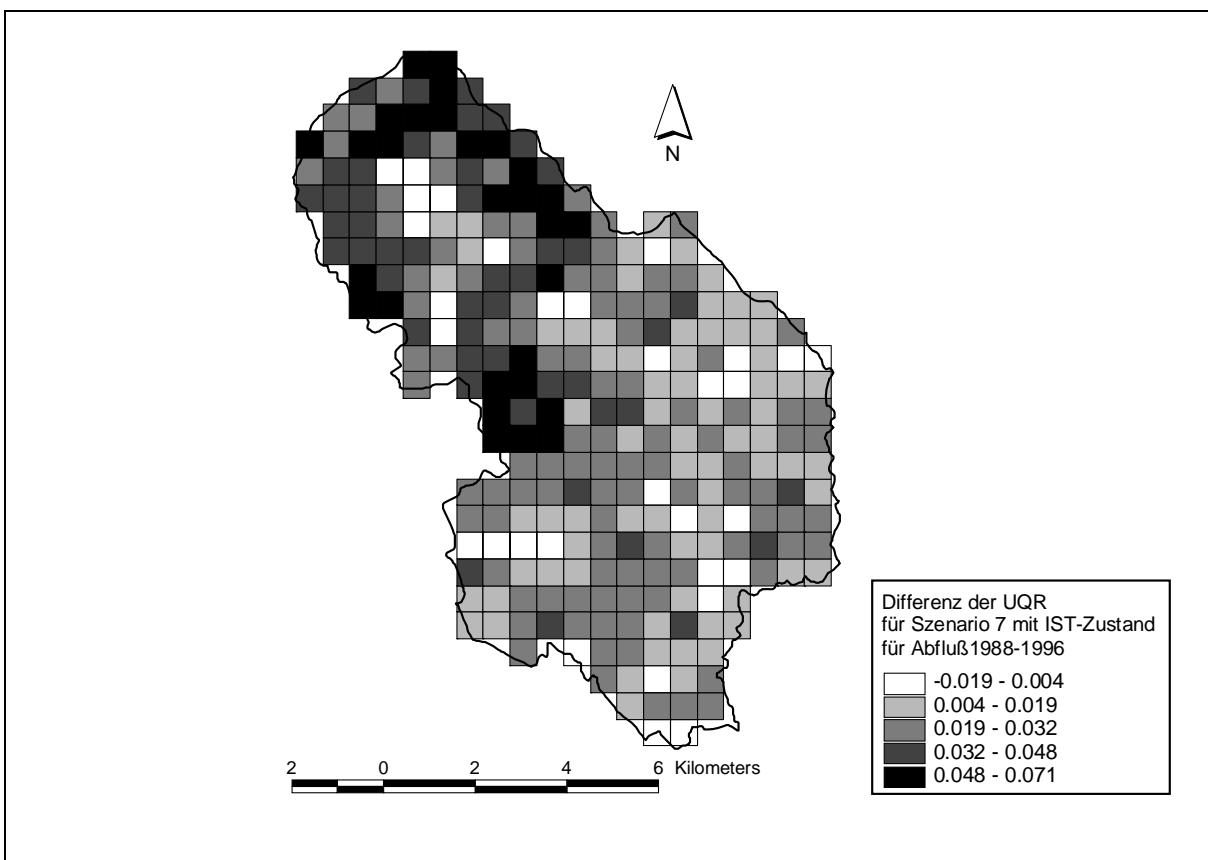


Abbildung 9.17: Räumliche Verteilung der Differenzen des Szenario 7 zu dem IST-Zustand der Umweltqualitätsverhältnisse des Abflusses 1988-1996

9.6 Fazit

Das Modell konnte beispielhaft auf einen Potentiell Natürlichen Zustand umgestellt werden. Dafür wurde eine Potentiell Natürliche Vegetation, eine Laufverlängerung der Gewässer und eine Abwesenheit aller anthropogenen, im Modell berücksichtigten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen angenommen. Für eine exakte Erfassung dieser Veränderungen fehlen vor allem entsprechende Daten zur Gerinnehydraulik und der bodenphysikalische Parameter. Die Erfassung dieser Daten für den IST-Zustand als auch für den PNZ dürfte für die Gerinnehydraulik ein geringeres Probleme sein als für die Bodenparameter. Für den wichtigsten Bodenparameter, den Formparameter b der Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion bestehen Regionalisierungsansätze, doch sind diese zur Zeit noch nicht operationell verfügbar.

Es können in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung die Veränderungen der Wasserhaushaltselemente Verdunstung und Abfluß dargestellt werden. Dies ist eine wichtige Planung- und Entscheidungsgrundlage für wasserwirtschaftliche Maßnahmen.

Die für den Potentiell Natürlichen Zustand (PNZ) errechneten IHA-Parameter und Autokorrelationskoeffizienten unterscheiden sich alle deutlich von den Parametern des berechneten IST-Zustandes. Die Parameterveränderung sind zum Teil größer als die Abweichungen, die sich aus den Modellfehlern ergeben. Die Betrachtung der für den PNZ ermittelten Parameter sollte relativ erfolgen, um die Modellfehler zu reduzieren. Alle relativen Parameterveränderungen sind plausibel.

Um die Grundlage für eine Bewertung im Sinne des Vorschlages einer Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu liefern wurden die Umweltqualitätsverhältnisse für die einzelnen Parameter aufgestellt. Die Umweltqualitätsverhältnisse sind die Quotienten aus den für den berechneten IST-Zustand und den für den PNZ ermittelten Parameter. Diese Quotienten erweisen sich als sehr praktikabel, um die Abweichung des hydrologischen Regimes des IST-Zustandes vom Referenzzustand zu quantifizieren. Dabei spielt es aufgrund des komplexen und starken Einflusses der hydrologischen Rahmenbedingungen auf die Biotik keine Rolle in welche Richtung die Abweichung stattfindet. Jede Abweichung bedeutet eine Entfernung vom Potentiell Natürlichen Zustand.

Diese Vorgehensweise entspricht der für die biologischen und chemischen Parameter bewährten Bewertungsmethodik verschiedener Mitgliedstaaten der EU (NIXON ET AL. 1996) und soll helfen, die Abflußdynamik stärker als bisher in die Flußgebietsplanung einzugliedern.

Es konnten 8 verschiedene Szenarien der Landnutzung, der Fließgewässerrenaturierung, einer veränderten landwirtschaftlichen Praxis, von Wasserversorgungsmaßnahmen und deren Kombinationen anhand der Umweltqualitätsverhältnisse EQR der hydrologischen Parameter untersucht werden. Die Abweichungen einzelner hydrologischer Parameter bzw. Parametergruppen vom PNZ können mit dieser Methodik anschaulich dargestellt und miteinander verglichen werden. Alle Szenarien lieferten plausible Abweichungen der entsprechenden Parametergruppen. Die deutlichsten Verbesserungen der EQR lieferten die Änderung der Landnutzung Acker zu Mischwald und die Kombination verschiedener Szenarien von Flußrenaturierung und veränderter landwirtschaftlicher Praxis. Dabei reagieren die unterschiedlichen Parametergruppen sehr spezifisch auf die Szenarien.

10 Modellbewertung und Empfehlungen

Wie in der Einleitung erwähnt wurde gibt es eine Reihe von Erwägungsgründen für den Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen in der Flußgebietsplanung. Zwei Aufgabenfelder von Wasserhaushaltsmodellen, die sich aus den Anforderungen der WRR ergeben, sind zu benennen:

1. Aufstellen einer hydrologischen Güte und Bewertung des Einflusses menschlicher Aktivitäten
2. Entscheidungshilfe für Maßnahmenprogramme und Erfolgskontrolle

Die daraus folgenden Anforderungen an LARSIM wurden in der Einleitung aufgestellt. Zum großen Teil konnten den Anforderungen genüge getan werden (+ für eine erfüllte Anforderung, ± für eine teilweise erfüllte Anforderung):

- + **Das Modell konnte sehr schnell aufgestellt werden und alle benötigten Datensätze waren aus den gängigen Meßnetzen zu erhalten. Eine flächendeckende Anwendung des Modells in der Europäischen Union scheint damit ohne größere Probleme möglich zu sein.**
- ± **Die Gesamtwasserbilanz konnte nicht genau simuliert werden. Diese zeigen die schlechten Validierungsergebnisse. Es findet besonders eine Überschätzung des Abflusses im Sommer statt. Die Abflußdynamik konnte dagegen, wie die Validierungsergebnisse zeigen, gut simuliert werden.**
- ± **Der konzeptionelle Modellaufbau erlaubt die plausible Berechnung der Veränderungen des Wasserhaushalts und der Abflußdynamik verschiedener Szenarien der Landnutzung, Fließgewässerunterhaltung und wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Die Genauigkeit der Berechnung richtet sich nach der Detailliertheit mit der die Maßnahmen bzw. Szenarien in ihrer Auswirkung auf die modellrelevanten Parameter beschrieben werden können. Dies betrifft vor allem die Parameter der Boden- und Gebietspeicher, die beim Modellaufbau einer Eichung unterzogen wurden und nur unzureichend für Landnutzungsszenarien ermittelt werden können.**
- + **Wasserwirtschaftlich relevante Größen, wie Gesamtabfluß und Verdunstung, können zeitlich und räumlich hochaufgelöst dargestellt werden. Über entsprechende Aneichungen im Gebiet kann ebenfalls eine zeitlich und räumlich hochaufgelöste Darstellung der Grundwasserneubildung erwartet werden.**
- + **Es kann eine Bewertung des Einflusses menschlicher Aktivitäten plausibel anhand der aufgestellten EQRs durchgeführt werden**
- + **Es können Managementmaßnahmen in ihrer Auswirkung auf den Wasserhaushalt und die Abflußdynamik quantifiziert und damit der Erfolg von Maßnahmen im Einzugsgebiet kontrolliert werden**

Bezüglich der nicht erfüllten Anforderung muß erwähnt werden, daß die Seefelder Aach als unterste Ebene der Flußgebietsplanung besondere Eigenschaften aufweist. Der DVWK schlägt für die lokalen Flußgebietspläne eine maximale Einzugsgebietsgröße von 1000 km² vor (DVWK 1998). Die Seefelder Ach mit weniger als 300 km² liegt deutlich darunter. Es ist auch unwahrscheinlich, daß diese Einzugsgebietsgröße praktikabel sein wird. Die Anzahl der sich ergebenden Pläne würde leicht unüberschaubar werden.

Wie in dieser Arbeit gezeigt wurde verschlechtert sich die Modellgüte der mit LARSIM aufgestellten Wasserhaushaltsmodelle bei kleineren Einzugsgebieten. Einer der Hauptgründe

dafür dürfte die geringe Anzahl der hydrometeorologischen Meßstellen, die für kleinere Einzugsgebiete zur Verfügung stehen, sein. Bei einem Untersuchungsgebiet mit einer Fläche zwischen 600 - 1000 km² erhöht sich im Mittel die Anzahl der zur Verfügung stehenden hydrometeorologischen Meßstationen gegenüber einem Einzugsgebiet mit weniger als 300 km², wie die Seefelder Aach, deutlich, und es wird eine bessere Modellgüte zu erwarten sein. Der vorliegende Fall ist ein Spezialfall, da die Seefelder Aach eine Einheit bildet, die nicht leicht mit anderen Flußgebieten zu einem größerten Gebiet zusammengefaßt werden kann, da die Seefelder Aach in den Bodensee mündet.

Die Problematik mit der Größe des Modellierungsgebietes und der damit zusammenhängenden hydrometeorologischen Datensituation zeigt sich auch deutlich bei der Erfassung der Hochwasserereignisse. Es war geplant das Modell auf eine Stundenwertberechnung umzustellen, doch liegen die dafür unbedingt notwendigen Niederschlagsdaten nicht in aufbereiteter Form vor. Für Gebiet mit größerer Fläche vergrößern sich die Fließzeiten entsprechend und die Problematik wird entschärft.

Der Modelleinsatz als Instrument der Flußgebietsplanung wird aber aufgrund dieser Probleme nicht unbedingt unmöglich gemacht:

Als limitierende Größe der Modellgüte wurde die Situation der hydrometeorologischen Daten herausgestellt. Bei der Verwendung von einheitslosen Verhältniszahlen - die Umweltqualitätsverhältnisse - zur Beschreibung der Veränderung des Wasserhaushaltes bei verschiedenen Szenarien, werden die Modellfehler, die sich aus den fehlerhaften Eingangsdaten ergeben nur eine untergeordnete Rolle spielen. Damit wird eine Bewertung nach dem vorgeschlagenen Bewertungsschema unter Umständen unwesentlich eingeschränkt sein.

Ein weitaus bedeutenderes Problem ergibt sich aus der Qualität der Parametrisierung einerseits der Landnutzung in bezug auf die Verdunstung und Interzeption und andererseits aus der vollkommen fehlenden Parametrisierung der Landnutzung bezüglich der bodenphysikalischen Eigenschaften. In Bezug auf die Modellierung des Stofftransportes wird die genaue Beschreibung und Lösung dieser Problematik über einen erfolgreichen vollständigen Einsatz des Wasserhaushaltsmodells LARSIM zur Flußgebietsplanung entscheiden.

Im Hinblick der Verwendung von LARSIM als Instrument der Flußgebietsplanung nach den Vorgaben der WRR, können folgende Empfehlungen zur Modellerweiterung und Modellanwendung gemacht werden:

- 1. Die während der Arbeit in das Modell integrierte Berechnung der IHA-Parameter sollte weiter ausgebaut werden: neben der Ermittlung der Mittelwerte der IHA-Parameter ist die Berechnung der Varianzen wichtig (RICHTER ET AL. 1999).**

→ *Damit wird die vollständige IHA-Methode eingesetzt und das Modell steht für die Erforschung und Entwicklung von Bewertungsschemata der Auswirkungen hydrologischer Veränderungen auf die Biologie und Chemie zur Verfügung.*

- 2. Neben der Berechnung der IHA-Parameter sollten die Autokorrelationskoeffizienten (KIRCHNER 1986) ermittelt werden.**

→ *Damit wird ein größere Spektrum an Speichereigenschaften charakterisiert als es die IHA-Parameter es vermögen.*

3. Es wird empfohlen die optionale Ausgabe einzelner Parameter der IHA Methode und der Autokorrelationskoeffizienten in das Modell als Gütemaß zu integrieren und somit eine “spezifische Kalibrierung” zu ermöglichen.

→ Die IHA-Parameter und die Autokorrelationskoeffizienten bieten die Möglichkeit einer verbesserten Kalibrierung gegenüber der Modelleffizienz nach NASH und der logarithmierten Modelleffizienz. Modellfehler können besser lokalisiert werden. Mit spezifischer Kalibrierung ist eine Kalibrierung einzelner Parameter des Modells anhand spezifischer Gütemaße gemeint, die besonders sensitiv auf Veränderungen dieses Parameters reagieren. Als Beispiel sei hier die festgestellte Insensitivität von $\ln \text{Eff}$ und Eff gegenüber des Basisabflußparameters EQB erwähnt. Die Kalibrierung dieses Parameters anhand zum Beispiel der Niedrigwasserparameter der Gruppe 2, 3 und 4 der IHA-Parameter, könnte erfolgreicher sein. Ebenfalls kann durch diese “spezifische Kalibrierung” eine Uneindeutigkeit der gefundenen Lösungen vermieden werden, wie sie bei dem Parameterraum D_{\min} und b (BSF) festgestellt wurde (Kapitel 7.1.2).

4. Es sollte der Zwischenabflußspeicher in eine schnelle und langsame Komponente aufgeteilt werden. Dies ist ohne weitere Probleme möglich, da schon bei der Abflußbildung zwei Komponenten für den Zwischenspeicher berechnet werden.

→ Bei der Modellkalibrierung ergaben sich Probleme bei der optischen Anpassung der berechneten Abflußkomponenten an die gemessene Ganglinie. Eine größere Anzahl von Abflußkomponenten würde sicherlich eine bessere Anpassung ermöglichen. Es muß jedoch geprüft werden, ob daraus nicht uneindeutige Parameterkombinationen resultieren.

5. Die Interpolation der Niederschlagsdaten sollte verbessert werden. Empfohlen wird die Verwendung des Kriging-Verfahrens unter Berücksichtigung topographischer Informationen. Es bieten sich dafür die Verfahren External-Drift-Kriging nach AHMED & DE MARSILY (1987) und Kriging nach Detrending nach SWITZER (1979) an (zitiert in BARDOSSY 1993).

→ Es kann mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden, daß ein großer Teil der Modellfehler auf ungenügende Informationen des Niederschlags zurückzuführen sind. Dies wird bei kleinen Einzugsgebieten mit einer geringen Anzahl an Meßstationen besonders deutlich. Da im Modell flächendetaillierte topographische Informationen vorliegen, sollten diese für eine verbesserte Schätzung des Gebietsniederschlags, der wichtigsten Eingangsgröße, verwendet werden.

6. Die Angabe von Standardabweichungen und Vertrauensbereichen für die Ergebnisse der Modellberechnungen sollte im Modell integriert werden. Damit verbunden wären automatisierte Kalibrierungsverfahren hilfreich, die ebenfalls eine Angabe der Standardabweichungen und Vertrauensbereiche der ermittelten Modellparameter erlaubt.

→ Die Bewertung der Modellfehler sollte anhand einer im Modell integrierten statistischen Analyse erfolgen. Die Angabe von Standardabweichungen und Vertrauensbereichen für die Ergebnisse der Modellberechnungen erleichtert die Beurteilung der Plausibilität von Szenarien bzw. Prognosen. Die Ermittlung von Vertrauensbereichen der kalibrierten Modellparameter kann beim Aufstellen von Szenarien sehr hilfreich sein.

11 Schlußfolgerungen und Forschungsbedarf

Der Einsatz von Modellen zur Berechnung des Wasserhaushalts und der Abflußdynamik von Einzugsgebieten stellt ein unerläßliches Instrument für die Flußgebietsplanung dar, wie sie von der Wasserrahmenrichtlinie (WRR) gefordert wird. Auch wenn das in der WRR vorgeschlagene Bewertungsverfahren keine hydrologische Güte explizit vorsieht, ist es im Sinne einer integralen Gütebewertung unumgänglich, eine Einbeziehung von Flächeninformation anhand entsprechender Modelle durchzuführen. Dies stellt auch einen Anknüpfungspunkt an die im 5. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union geforderte Integration der Umweltpolitiken in andere Politikbereiche dar, der sich das Flußgebietsmanagement stellen muß: Die Einbeziehung der Flächennutzung in den Gewässerschutz verlangt die Beteiligung aller im Einzugsgebiet wirtschaftenden Akteure an der Flußgebietsplanung, bzw. die Integration des Gewässerschutzes zum Beispiel in die landwirtschaftliche Planung aber auch in andere relevante Bereiche. Dieser Integration wird erfahrungsgemäß Widerstand aus den betroffenen Politikbereichen entgegengebracht und es wird mehr denn ja notwendig sein schlagkräftige Instrumente für die Flußgebietsplanung zur Hand zu haben.

Das Programmsystem LARSIM ist in seiner Konzeption und in seinem Aufbau prinzipiell ein geeignetes Instrument, um für die Flußgebietsplanung eingesetzt zu werden. Einfach und schnell anzuwenden, durchschaubare Konzeption, Verwendung detaillierter Ansätze zur Verdunstungsberechnung als auch der Retention und Translation im Gerinne und geringer bzw. leicht erhältlicher Datenbedarf, um nur einige Aspekte zu nennen.

Doch gerade in dem letzten Aspekt liegt nach den Feststellungen dieser Arbeit die größte Einschränkung im Modelleinsatz. Ein großer Teil der Fehler des Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach wird mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die unzureichenden hydrometeorologischen Daten verursacht.

→ Es wäre wichtig, Untersuchungen anzustellen, um den Einfluß der Fehler in den Modelleingangsdaten auf die Genauigkeit der Modellberechnungen mit LARSIM zu bestimmen. Dafür eignen sich Testgebiete mit über 100 km² und hoher zeitlicher und räumlicher Dichte an hydrometeorologischen Daten, die über die üblichen Standardmeßnetze hinausgehen. Damit könnte dann die Frage geklärt werden, ob das Modell in seiner jetzigen Ausbaustufe eine untere Grenze der Größe von Einzugsgebieten für die Berechnung des Wasserhaushaltes aufweist, bzw. ob die Modellgüte direkt von der Größe des Untersuchungsgebiets abhängt. Diese Frage spielt eine große Rolle für den Einsatz des Modells für die Flußgebietsplanung im Sinne der WRR, da die Pläne für Gebiete kleiner 1000 km² aufgestellt werden sollen (DIRKSEN 1999).

Da aber das Problem der mangelhaften Modelleingangsdaten immer eine Rolle spielen wird, wird vorgeschlagen, Ergebnisse der Modellberechnungen immer gegenüber einem, ebenfalls mit dem selben Modell berechneten, Referenzzustand zu vergleichen. Auf diese Weise wird vermutet, daß der Modellfehler, der sich aus den Fehlern in den Modelleingangsdaten ergibt, minimiert wird.

Für die Festlegung eines Referenzzustandes bietet sich der "Potentiell Natürliche Zustand" (DVWK 1996a) bzw. der "sehr gute Zustand" (WRR) an. Dieses Referenzsystem wird zur Bewertung der biologischen Güte eingesetzt. Dafür werden Umweltqualitätsverhältnisse aufgestellt, die in eine Gütebewertung übersetzt werden können. Durch eine Übertragung dieses Bewertungssystems auf die Parameter der Abflußdynamik und auf die Autokorrelationskoeffizienten ist es möglich, den hydrologischen Aspekten in der Gesamtbewertung eine größere Bedeutung beizumessen.

Desweiteren könnten aber auch Parameter des Wasserhaushalts, wie Jahreswerte der Verdunstung und Abfluß anhand der räumlichen Darstellung ihrer Umweltqualitätsverhältnisse für verschiedene Zustände des Einzugsgebietes sehr gut bewertet werden.

Viele Parameter können bei komplexen Modellen nicht durch Messungen bestimmt werden sondern müssen geschätzt oder kalibriert werden. Dabei sind die Parameter bei der Kalibrierung oft nicht eindeutig nebeneinander bestimmbar. Entsprechend wies auch die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells Seefelder Aach Probleme auf.

➔ Die IHA-Parameter und die Autokorrelationskoeffizienten zur Beschreibung der Abflußdynamik eignen sich sehr gut zur Modellvalidierung. Es können Modellfehler detailliert untersucht werden und ihre Ursachen analysiert werden. Es sollte getestet werden, inwieweit eine spezifische Kalibrierung der Modellparameter anhand entsprechender IHA-Parameter und der Autokorrelationskoeffizienten erfolgreicher ist. Es wird vermutet, daß uneindeutige Parameterkombinationen, wie sei bei fast allen Modellen auftreten, vermieden werden können und eventuell bessere Modellergebnisse erzielt werden.

Eine entscheidende Frage nach den erfolgreichen Einsatz von LARSIM zur Bewertung der Gewässergüte, als Entscheidungsgrundlage für Managementszenarien und für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen, wird die Frage nach dem Vertrauen in die Genauigkeit der Szenarienberechnungen sein. Dafür sollten Vertrauensbereiche und Standardabweichungen für die Berechnungsergebnisse und unter Umständen auch für die Umweltqualitätsverhältnisse angegeben werden. Dies sollte möglichst in das Wasserhaushaltsmodell integriert sein.

Somit können dann die Unsicherheiten, die einerseits aus den Modellfehlern resultieren und andererseits durch die ungenaue Erfassung der Szenarien im Modell begründet sind, beschrieben und bewertet werden.

Die Problematik der modelltechnischen Erfassung des Potentiell Natürlichen Zustandes konnte in der Arbeit deutlich gemacht werden. Es zeigt sich dabei vor allem die Schwierigkeit bodenphysikalische Veränderungen, die sich aus der Potentiell Natürlichen Vegetation gegenüber dem IST-Zustand ergeben, zu erfassen. Aufgrund der komplexen Zusammenhänge sollte von einer exakten physikalischen Beschreibung abgesehen werden, da die dafür notwendigen Daten vorerst nicht flächendeckend zu erfassen sind. Den gangbaren Weg stellen Regionalisierungsverfahren für die wichtigsten Bodenparameter dar. Entsprechende Untersuchungen bestätigen dies und haben schon erste Ergebnisse liefern können (FACKEL 1997).

➔ Die Regionalisierungsverfahren für die Parameter des Bodenwasserhaushaltsmodells in LARSIM sollten weiterentwickelt und für unterschiedliche Rahmenbedingungen getestet werden, bis sie für einen operationellen Einsatz zur Verfügung stehen. Für die Aufstellung eines Potentiell Natürlichen Zustandes, als auch für die exakte Darstellung von verschiedenen Landnutzungsszenarien werden entsprechende Regionalisierungsverfahren eine entscheidende Rolle spielen.

Ein weiterer den Bodenwasserhaushalt betreffender Punkt ist, ob mit dem vorliegenden konzeptionellen Modell eine Einbindung des Stofftransportes in das Modell LARSIM möglich ist. Diese Frage ist, wie die Frage nach der Übersetzung der EQR der IHA-Parameter in eine biologische Bewertung, für die integrale Flußgebietsplanung von großem Interesse.

Das vorliegende Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach liefert aber auch schon in seiner jetzigen Ausbaustufe wichtige Informationen für den Stofftransport: Die zeitlich und räumlich detaillierte Bestimmung des Abflusses für den IST-Zustand und verschiedene Szenarien. Dies sind wichtige Informationen für die Bilanzierung von Stoffströmen unter Einbindung der Flächeninformationen.

Der aufgezeigt Forschungsbedarf ist nur ein kleiner Ausschnitt aus dem weiten Feld der noch zu lösenden Probleme der Wasserhaushaltsmodellierung. Hier sei nur auf die Probleme bei der Parametrisierung der Landnutzung im Bezug auf die Verdunstung verwiesen. Hierfür fehlen zum Teil Literaturwerte und die Landsat-Klassifizierung der Landnutzung ist nicht erschöpfend. Es wurden nur die dringlichsten Fragen, die sich aus dieser Arbeit ergeben, um z.B. einen Potentiell Natürlichen Zustand einigermaßen zuverlässig aufzustellen, behandelt.

Doch sollten die vielfältigen Probleme den Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen für die Flußgebietsplanung nicht verhindern, da zur Zeit keine besseren Möglichkeiten zur Verfügung stehen. Bei einer verstärkten operationellen Modellanwendung, wie für die Flußgebietsplanung der WRR, kann davon ausgegangen werden, daß in kurzer Zeit mit steigender Erfahrung in der Modellanwendung Lösungen gefunden werden.

Die zusammengefaßten Untersuchungsergebnisse zeigen, daß das Programmsystem LARSIM durchaus als Instrument der Flußgebietsplanung eingesetzt werden kann. Unter Berücksichtigung der oben genannten Probleme und Unsicherheiten können der Wasserhaushalt und die Abflußdynamik für ein Potentiell Natürlichen Zustand des Einzugsgebiets berechnet und somit eine Referenz für die Gütebewertung aufgestellt werden. Ebenso können anhand der Referenz verschiedene Managementszenarien in ihren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Abflußdynamik untersucht werden. Es wird damit eine wichtige Entscheidungshilfe für die Maßnahmen der Gewässerschutzpolitik und deren Erfolgskontrolle zur Verfügung gestellt.

Literaturverzeichnis

- ABDULLA, F.A. (1995): Regionalization of a macroscale hydrological model. Thesis, Department of Civil Engineering, University of Washington, USA.
- ANDERSON, M.P. & W.W. WOESSNER (1992): Applied Groundwater Modelling. Academic Press Inc. California USA.
- BARDOSSY, A. 1993: Stochastische Modell zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlags. Institut für Hydrologie der Universität Karlsruhe.
- BECKER, A. (1995): Problems and Progress in macroscale hydrological modelling. In: Feddes R.A. (ed.): Space and time scale variability and interdependencies in hydrological processes. Intern. Hydr. Series, Cambridge Univers. Press, 135-144.
- BORCHARDT, D. (1996): Integraler Gewässerschutz und Einzugsgebietsmanagement. Länder Arbeitskreis Wasser (LAWA)-Symposium Heidelberg 28/29. Nov. 1996, 79-84.
- BORCHARDT, D. (1999): Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz an der Universität Gesamthochschule Kassel, (in Vorbereitung).
- BREMICKER, M. (1998): Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells für das Weser- und das Ostsee-Einzugsgebiet als Baustein eines Atmosphären-Hydrologie-Modells. Karlsruhe, Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- DICKISON, R.E. (1984): Modelling Evapotranspiration for three-dimensional global climate models. In: J.E. Hansen, T. Takahashi (ed.): Climate Processes and Climate Sensitivity. Geophys. Monogr. Ser. 29. AGU, Washington.
- DIRKSEN, W. (1999): Deutsche Wasserwirtschaft im Zeichen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vortrag für Internationales-Wasserbau-Symposium Aachen IWASA 1999. <http://www.dvwk.de/>
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 53.
- DITTRICH, A. (1997): Grundlagen der Hydraulik I. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- DKRZ (1994): The ECHAM 3 Atmospheric General Circulation Model, Deutsches Klimarechenzentrum, Technical Report No. 6, Revision 3, July 1994, Hamburg.
- DÜMENIL, L.& E. TODINI (1992): A rainfall-runoff scheme for use in the Hamburg climate model. In: Advances in Theoretical Hydrology, A tribute to James Dooge, European Geophysical Society Series on Hydrological Sciences, 1, Elsevier, 129-157.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1996a): Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte: Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens „Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer“. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240, Bonn.
- DVWK (1996b): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Bonn.

- DWD (1987): Allgemeine Meteorologie. Leitfaden für die Ausbildung im Deutschen Wetterdienst Nr.1. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach a. M., 3. Auflage.
- DWD (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main, Nr. 194.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen GmbH, Berlin.
- EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR (1999): Umwelt in der Europäischen Union an der Wende des Jahrhunderts. Europäische Umweltagentur, Kopenhagen, Dänemark. <http://www.eea.eu.int>
- EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF (1998): Sonderbericht Nr. 3/98 über die Durchführung seitens der Kommission von Politik und Maßnahmen der EU zur Bekämpfung der Gewässerverschmutzung, zusammen mit den Antworten der Kommission. (98/C 191/02), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 191/2 vom 18.6.98, Luxemburg.
- FACKEL, P. (1997): Regionalisierung von Parametern des Wasserhaushaltsmodells LARSIM. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
- FRIEDRICH, G. (1997): Gewässerbewertung als Aufgabe beim Schutz der Fließgewässer. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie Frankfurt am Main 22.-26. Nov. 1997, S. 101-117.
- GATHENYA, M. (1999): Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen zur Wasserbewirtschaftung am Beispiel des Thika - Chania Gebietes in Kenia. Dissertationsvorhaben an der Universität Kaiserslautern, (in Vorbereitung).
- GERLINGER, K. & K. LUDWIG (1998): Studie zu den Möglichkeiten und Problemen der praktischen Umsetzung der vorgeschlagenen EG-Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere der dort vorgesehenen River Basin Management Plans, auf der Grundlage ausgewählter Planungsinstrumente in Deutschland. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Beratender Ingenieur Dr.-Ing. Ludwig, Wasserwirtschaft-Wasserbau, Karlsruhe.
- HOYNINGEN-HUENE, J. VON (1983): Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: DVWK Schriften, Heft 57: Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt, Seiten 1 bis 53.
- JOHNSTON, P.R. & D.H. PILGRIM (1996): Parameter Optimization for Watershed Models. Water Resources Research, Vol. 12, No. 3, S.477-486.
- KIRCHNER, M. (1986): Wirkung unterschiedlicher Landnutzung auf den Wasserhaushalt bayerischer Flußgebiete. Universität München: Meteorologisches Institut, Wissenschaft. Mitteilung Nr. 55.
- KIRPICH Z. P. (1940): Time of concentration of small agricultural watersheds. Civil Eng. 10, Nr. 6.
- KNAUF, D. (1980): Die Berechnung des Abflusses aus einer Schneedecke. In: DVWK (Hrsg.), 1980: Analyse und Berechnung oberirdischer Abflüsse. DVWK-Schriften, Heft 46; 95-135.
- LEBBE, L. & W. DE BREUCK (1997): Analysis of a Pumping Test in an Anisotropic Aquifer by Use of an Inverse Numerical Model. Hydrogeology Journal, v.5, No. 3.

- LEIBUNDGUT, CH. & A. HILDEBRAND (1999): Natural Runoff and Runoff Dynamics. In: Geller, W. (Hrsg. (1999): Proceedings of the International Conference on River Basin Management. Bericht des UFZ Leipzig-Halle. Im Druck.
- LEIBUNDGUT, CH. & S. UHLENBROOK (1997): Abflußbildung bei Hochwasser. Bd. 5 der Materialien zum Hochwasserschutz am Rhein, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz.
- LEIBUNDGUT, CH. (1996): Abflußdynamik - unbekannte Größe für den Gewässerschutz. - In: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg e.V. (Hrsg.): Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Internationales Symposium, Heidelberg, S. 37-51.
- LEOPOLD, L.B. & T.JR. MADDOCK (1953): The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. Geological Survey Professional Paper 252, US Government Printing Office, Washington.
- LUDWIG, K. (1978): Das Programmsystem FGMOD zur Berechnung von Hochwasser-Abflußvorgängen in Flußgebieten. Wasserwirtschaft 69, Heft 7/8, 226-228.
- LUDWIG, K. (1982): The Program System FGMOD for Calculation of Runoff Processes in River Basins. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 23, 25-37.
- LUDWIG, K. (1989): Hochwasservorhersage für große, semiaride Einzugsgebiete am Beispiel des Gelben Flusses. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 70.
- LUDWIG, K. (1999): Wasserhaushaltsmodell Neckar. Beratender Ingenieur, Wasserwirtschaft-Wasserbau, Karlsruhe. (in Vorbereitung).
- MAURER, T. (1997): Physikalisch begründete zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 61.
- MONTEITH, J.L. (1979): Vegetation and the atmosphere. Academic Press, California, USA.
- MÜLLER, T. & E. OBERDORFER (1974): Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Ludwigsburg. 46 S. & Kartenbeilage; (Beihefte zu den Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg; 6)
- NIXON, S.C, C.P. MAINSTONE, T.M. IVERSEN, P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN, N. FRIBERG, E. PAPATHANASSIOU, A. JENSEN & F. PEDERSEN (1996): The Harmonised Monitoring and Classification of Ecological Quality of Surface Waters in the European Union - Final Report. Hrsg.: European Commission DG XI. Report No. CO 4150.
- RICHTER, B., J. BAUMGARTNER, J. POWELL AND D. BRAUN (1999): A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. Colorado USA.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHNEIDER, P. (1998): Konzepte zur Beschreibung und Bewertung der ökohydrologischen Qualität von Fließgewässerökosystemen. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br: Diplomarbeit am Institut für Hydrologie.
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der folgen von Klimaänderungen. Zürich: geographisches Institut ETH.

- SCHUMACHER, H., M. SOMMERHÄUSER & P. PRODRAZA (1997): Fließgewässertypologie und Leitbildentwicklung - Zielsetzung und Vorgehensweise. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1997, Frankfurt am Main. Band 1. 86-90.
- SPARKS, R.E. (1992): Risks of altering the hydrologic regime of large rivers. Pages 119-152 in J. Cairns, Jr., B.R. Niederlehner, and D.R. Orvos, editors. Predicting ecosystem risk: advances in modern environmental toxicology. Volume XX. Princeton Scientific Publishing, Princeton, New Jersey, USA.
- THEIS, M. (1992): Potentielle natürliche Vegetation und naturräumliche Einheiten: als Orientierungsrahmen für ökologisch-planerische Aufgabenstellungen in Baden-Württemberg. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Abt. 2 Grundsatz, Ökologie. Karlsruhe. 26 S. & 1 Kartenbeilage.
- THOMPSON, N., I.A. BARRIE AND M. AYLES (1981): The Meteorological Office rainfall and evaporation calculation system: MORECS (July 1981). Hydrological Memorandum No. 45.
- WILLIAMS, J.R. (1969): Flood routing with variable time or variable storage coefficients. Transactions of the ASAE.
- WRR (1998): Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRR), bestehend aus drei Dokumenten: KOM(97) 49 endg., KOM(97) 614 endg. und KOM(98)76
- YEH, W. (1986): Review of Parameter Identification Procedures in Groundwater Hydrology: The Inverse Problem. Water Resources Research, Vol. 22, No.2; 95-108
- ZELLER, J. (1965): Die "Regime-Theorie", eine Methode zur Bemessung stabiler Flußgerinne; in: Schweizerische Bauzeitung, 83. Jahrgang, Teil 1: S. 67-72 in Heft 5 und Teil 2: S. 87-93 in Heft 6.
- ZHAO, R.J. (1977): Flood forecasting method for humid regions of China. East China Institute of Hydraulic Engineering, Nanjing, China.

Anhang A

Verzeichnis der häufig verwendeten Abkürzungen und Symbole

b	Reliefindex (Formparameter der Bodenfeuchte-Sättigungsflächen-funktion [-])
Beta	Parameter des Basisabflusses, des tiefen Bodenspeichers [1/d]
BSF	Bodenfeuchte-Sättigungsflächenfunktion
Dmax	Drainageparameter des mittleren Bodenspeicher in den Zwischenabflußspeicher [m/s]
Dmin	Drainageparameter des mittleren Bodenspeicher in den Zwischenabflußspeicher [m/s]
Eff	Modelleffizienz (Zielfunktion für die Kalibrierung) [-]
EQB	Speicherkonstante Basisabflußspeicher [-]
EQD	Speicherkonstante Direktabflußspeicher [-]
EQI	Speicherkonstante Zwischenabflußspeicher [-]
EQR	Umweltqualitätsverhältnis, von engl.: Environmental Quality Ratio [-]
LARSIM	Large Area Runoff Simulation Model
lnEff	logarithmierte Modelleffizienz (Zielfunktion für die Kalibrierung) [-]
N	Niederschlag [mm]
N-BW	Beiwert der DWD Niederschlagskorrektur
nFK	nutzbare Feldkapazität [mm]
PNZ	Potentiell Natürlicher Zustand
Qbasis	Basisabfluß [m ³ /s]
Qber	Abfluß mit LARSIM berechnet
Qgem	Abfluß gemessen
Qzwischen	Basisabfluß + Zwischenabfluß [m ³ /s]
ra	Autokorrelationskoeffizient
V	Verdunstung [mm]
WHM	Wasserhaushaltsmodell
WRR	Wasserrahmenrichtlinie

Anhang B

Karte 1: Landnutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, Satellitenklassifizierung Landsat TM, 16 Klassen, Stand 1993, 30 m Raster

Karte 2: Höhen über NN im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, basierend auf der photogrammetrischen Luftbilddauswertung, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, 30 m Raster

Karte 3: Nutzbare Feldkapazität im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, basierend auf Kartiereinheiten der BÜK 200, 9 Klassen, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg