

Integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen am Beispiel der Unstrut

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin Geoökologie

von

Frank Voß

eingereicht
an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam



Potsdam, September 2005

Anschrift des Verfassers:

**Frank Vofß
Potsdam Institut für Klimafolgen-
forschung
- Natürliche Systeme -
Telegrafenberg A31
14473 Potsdam
voss@pik-potsdam.de**

Danksagung

Große Teile dieser Arbeit entstanden innerhalb des Forschungsprojektes “Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut”, das durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurde. Die hier vorgestellten Ergebnisse im Teilprojekt der hydrologischen Flussgebietsmodellierung mit Berücksichtigung der Steuerungsmöglichkeiten salinärer Einträge wurden während meiner Tätigkeiten am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung ausgearbeitet.

An erster Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Ing. Axel Bronstert für die Betreuung, die Begutachtung und sein generelles Interesse an dieser Arbeit danken. Ebenso möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Ing. Erwin Zehe und Prof. Dr. Zbigniew Kundzewicz bedanken, ohne deren zahlreichen Ratschläge und kritischen Bemerkungen diese Arbeit nicht in dem vorliegenden Umfang durchdacht und ausgeführt worden wäre. Herrn Prof. Dr. Wolfgang Cramer danke ich für sein Engagement, mir auch über die Projektlaufzeit hinaus am PIK einen Arbeitsplatz und finanzielle Mittel zur Verfügung gestellt zu haben.

Mein Dank gilt insbesondere auch Herrn Dr. Bernd Pfützner und Frau Dr. Beate Klöcking, die durch ihre Unterstützung bei den Modellierungsarbeiten mit ArcEGMO und durch ihre zahlreichen Anregungen bzw. Diskussionsbeiträge zum Entstehen dieser Promotionsarbeit wesentlich beigetragen haben.

Mein herzlicher Dank gilt den Mitarbeitern des PIK ebenso wie den Kollegen innerhalb des Forschungsprojektes an den verschiedensten Institutionen für die freundliche und kreative Arbeitsatmosphäre. Dr. Thomas Sommer, Katja Eulitz und Carsten Schmidt danke ich für die gute Projektkoordination und für die Bereitstellung von Datenmaterial. Dies gilt auch für die Mitarbeiter der K-UTEK. Ebenso möchte ich mich bei Cornelia Fürstenau, Stefan Pohl, Fred Hattermann, Joachim Post, Andreas Güntner und Stefan Krause für den intensiven Wissensaustausch auch über die beruflichen Belange hinaus bedanken.

Besonderer Dank gilt auch meinen Eltern, die mich stets in meinem wissenschaftlichen Drang unterstützt haben. Mein ganz besonderer Dank gilt auch meinen Freunden und meiner Familie, dass sie so viel auf meine Zeit und Anwesenheit verzichtet haben. Vor allem möchte ich dabei auch Anja danken, dass sie mich während schwieriger Momente geduldig ertrug und mich durch ihre moralische Unterstützung immer wieder motivierte und nicht zuletzt eine kritische Korrektorin des Manuskriptes war. Meinem Sohn Jannik möchte ich dafür danken, dass er ein so liebes Kind während der Anfertigung dieser Arbeit war, und das Gemüt seines Vaters immer aufzuhellen vermochte.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Abstract	IX
1 Einleitung	1
1.1 Untersuchungsbedarf und Motivation	1
1.2 Zielsetzung	3
1.3 Einordnung der Arbeiten	6
1.4 Aufbau der Arbeit	7
2 Untersuchungsbiet und Datengrundlage	9
2.1 Überblick und Bearbeitungsmethodik	9
2.1.1 Klimatische Verhältnisse	12
2.1.2 Hydrogeologie und Hydrogeographie	13
2.1.3 Böden und Grundwasserflurabstände	16
2.1.4 Landnutzung	18
2.2 Weitere Anforderungen an die Datengrundlage	19
3 Prozessanalyse und Modellierungsmöglichkeiten	23
3.1 Salzlaststeuerung in Thüringen	25
3.2 Messsystem in der Wipper	28
3.3 Prozessanalyse zum Salzeintrag in die Wipper	31
3.3.1 Ungesteuerte Chloridlast	34
3.3.2 Gesteuerte Einleitungen	42
3.3.3 Zusammenfassung	43
3.4 Eintragsbedingungen für die Unstrut (Raum 1)	45
3.5 Herangehensweise in der Modellierung	47

4	Modellbeschreibungen	51
4.1	Hydrologisches Modellierungssystem ArcEGMO	52
4.2	Abflussbildung und -konzentration	56
4.2.1	Modellansätze im Fokusgebiet	56
4.2.2	Modellansätze im Gesamtraum	59
4.3	Durchflussmodellierung	62
4.3.1	Konzeptionelle Verfahren	65
4.3.1.1	Das Kalinin-Miljukov-Verfahren	65
4.3.1.2	Muskingum-Verfahren	67
4.3.1.3	Zusammenhänge zwischen dem Kalinin-Miljukov- und dem Muskingum-Verfahren	69
4.3.1.4	Lineare Speicheransätze	70
4.4	Modellkonzepte zum Stofftransport	71
4.4.1	Analytischer Lösungsansatz	73
4.4.1.1	Mathematische Modellbeschreibung	73
4.4.1.2	Anwendung in natürlichen Gerinnen	75
4.4.1.3	Variierende Einleitungsbedingungen	77
4.4.2	ADZ-Modell	78
4.4.3	Einzellinearspeicheransatz	80
4.5	Steuerungskonzept für das LSB Wipperfurth	82
4.5.1	Salzlaststeuerung Wipper	82
4.5.2	Qualifizierung des Steuerkonzeptes	83
5	Modellanwendungen und Ergebnisse	91
5.1	Modellkalibrierung	92
5.2	Ergebnisse für den Gesamtwasserhaushalt	93
5.2.1	Parametrisierungen zur Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen	94
5.2.2	Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich	96
5.2.3	Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben	100
5.2.4	Diskussion der Wasserhaushaltsergebnisse	104
5.3	Durchflusssimulationen	105
5.3.1	Parametrisierung bei der Durchflussmodellierung	105
5.3.2	Anwendung der verschiedenen Routing-Verfahren	106
5.3.3	Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich	108
5.3.4	Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben	111
5.3.5	Diskussion der Durchflusssimulationen	115
5.4	Stofftransportmodellierung	116
5.4.1	Parametrisierung der Verfahren zur Abbildung des Stofftransportes	117
5.4.2	Anwendung der ausgewählten Verfahren	118
5.4.3	Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich	122
5.4.4	Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben	126
5.4.5	Diskussion der Ergebnisse zur Stofftransportmodellierung	128
5.5	Salzlaststeuerung Wipper	129

5.5.1	Anwendung des Steuerkonzeptes	129
5.5.2	Diskussion des Steuerkonzeptes	132
5.6	Szenarienberechnungen	135
5.6.1	Beschreibung der unterschiedlichen Szenarien	135
5.6.2	Ergebnisse der Szenarienanalyse	138
5.6.3	Ergebnisse von Langzeitszenarien	142
5.6.4	Diskussion der Ergebnisse der Szenariensimulationen	145
6	Zusammenfassung und Ausblick	147
6.1	Wasserhaushaltsuntersuchungen und Durchflusssimulationen	147
6.2	Stofftransportmodellierung als Voraussetzung für die Salzlastersteuerung . .	150
6.3	Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf	154
	Literaturverzeichnis	157
	Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	171
	Anhang	177
A	Gebietseigenschaften	177
B	Simulationsergebnisse für den mittleren Wasserhaushalt	187
B.1	Gesamtgebiet	187
B.2	Fokusebene	194
C	Grundlagen der Szenarienanalyse	203
D	Publikationen	207

Abbildungsverzeichnis

2.1	Übersicht des Untersuchungsgebietes in Thüringen.	10
2.2	Fokusgebiet der Wipper mit Kennzeichnung der Haldenstandorte und Laugenstapelbecken (LSB).	11
2.3	Wipper bei Niedergebra (links) und bei Sondershausen (rechts); (Quelle: Voss 2002)	11
2.4	Tektonische Schichtung im Thüringer Becken (aus WAGENBRETH ET AL. 1985); zu erkennen ist das Ausstreichen der Zechsteinschichten im Südharz (obere Teilabbildung).	14
2.5	Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche.	19
2.6	a) Überblick der Klima- und Niederschlagsstationen, die für die Simulationsrechnungen herangezogen wurden; b) Überblick der Pegelstandorte, Halden und Laugenstapelbecken (LSB) im Untersuchungsgebiet	21
2.7	Vorliegende Profilinformatio-nen für das Gewässernetz im Einzugsgebiet der Unstrut (im Bild rot markiert).	22
3.1	System der Salzlaststeuerung bis 1998 (Quelle: Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH (GVV); aus SOMMER ET AL. 2003).	26
3.2	Automatische Messeinrichtungen entlang des Teil-Salzlaststeuersystems Wipper (verändert nach SCHÜRER 1997) und die auf den verschiedenen Gewässerabschnitten zur Wirkung kommenden Salzeinträge.	29
3.3	Langjährige mittlere Chloridkonzentrationswerte in Hachelbich (Monatsmittelwerte von 1992-2003).	32
3.4	Anteile der einzelnen Chlorideintragskomponenten an der Gesamtfracht in Hachelbich (1992-2003).	33
3.5	Abschätzung der natürlichen Chloridbelastung aus der Entwicklung der Chloridkonzentration vor Sollstedt oberhalb des anthropogenen Einflusses durch die Halden (1992-2003).	34
3.6	Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Sollstedt oberhalb der Kalihalde (links); Darstellung der innerjährlichen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.	35

3.7	Geogene Störungszone auf einem Flussabschnitt der Wipper zwischen Sollstedt und Bleicherode: Silzequellen nahe Gebra/Niedergebra. Im Bild eine künstliche Teichanlage mit versalzten Milieubedingungen (Quelle: VOSS 2002).	36
3.8	Ausgewiesene Gebietseinträge durch den Einfluss geogener Störungszonen in die Vorfluter Bode und Wipper für den Zeitraum 1992-2003.	36
3.9	Halde in Sondershausen im Sommer 2002 (Quelle: VOSS 2002). Die Haldenabdichtung ist bis zum Zeitpunkt der Aufnahme nur auf Teilflächen realisiert worden.	38
3.10	Haldenlösungsfassungsgraben an der Halde in Bischofferode (Quelle: VOSS 2002)	39
3.11	Jahreswerte der technischen Grundlast an den vier betrachteten Haldenstandorten Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen für den Zeitraum 1992-2003.	39
3.12	Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Bischofferode unterhalb der Kalihalde (links); Darstellung der innerjährlichen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.	40
3.13	Beckenverluste am Laugenstapelbecken Wipperdorf: SOLL (mit WH) - Beckeninhaltslinie nach Zulauf zum und Ablauf aus dem Becken unter Berücksichtigung von Evaporation und Niederschlag; IST - tatsächliche Beckeninhaltslinie; mit Beckenverlusten - wie Kurve SOLL (mit WH) und zusätzlichen, täglichen Beckenverlusten von 0,1 %.	41
3.14	Ungesteuerte Zutritte aus dem Laugenstapelbecken Wipperdorf.	42
3.15	Luftbildaufnahme des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf (Quelle: ZEBISCH 2002).	42
3.16	Zusteuersfrachten der Stapelbecken Wipperdorf und Sondershausen. . .	43
3.17	Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Hachelbich (links); Darstellung der innerjährlichen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.	45
3.18	Entwicklung der Chloridkonzentration an der Messstation in Straußfurt (Unstrut) oberhalb des anthropogenen Einflusses, bedingt durch den Eintrag der Wipper und der Helbe.	46
3.19	Das hydrologische Einzugsgebietsmodell ArcEGMO und die für die Salzlaststeuerung notwendigen Erweiterungen (hier rot umrahmt).	48
4.1	Mehr-Ebenen-Modellkonzept von ArcEGMO (nach PFÜTZNER 2002). . . .	52
4.2	Das PSCN-Modul im Rahmen des hydrologischen Einzugsgebietsmodells ArcEGMO - Überblick über die simulierten Teilprozesse (aus KLÖCKING ET AL. 2003).	57
4.3	Nahfeld (A), Mittelfeld (B) und Fernfeld (C) für die eindimensionale Betrachtung von Ausbreitungsvorgängen im Fließgewässer nach einer punktuellen Einleitung (aus FISCHER ET AL. 1979).	71

4.4	Anwendung der analytischen Lösung bei variierenden Einleitungsbedingungen: Die Superposition der Teilbelastungen für einen Gewässerabschnitt (links) führt zusammen mit den externen Frachten zur Belastung für den unterliegenden Gewässerabschnitt (rechts) (nach JOLÁNKAI 1992).	78
4.5	Schematische Darstellung der Massenbilanzänderung innerhalb eines Gewässerabschnittes mit einer aggregierten Totzone (verändert nach WALLIS 1994).	78
4.6	Beziehung zwischen der Wasserführung a) und der Chloridfracht b) in Wipperdorf und Hachelbich. Die Beziehung der Chloridfrachten wird abgeleitet aus der gemessenen Gesamtfracht in Wipperdorf und der gemessenen, ungesteuerten Fracht in Hachelbich (Bezugszeitraum 1992-2003).	84
4.7	Steuerbereiche im Laugenstapelbecken Wipperdorf (geändert nach SCHÜRER (1997)).	87
4.8	Berechnungsablauf bei der Festlegung des aktuellen Steuerzieles und der Überprüfung der Einhaltung dieses Zieles bzw. der vorgegebenen maximalen Grenzwertkonzentration.	89
5.1	Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche im Fokusgebiet.	97
5.2	Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Fokusgebiet.	99
5.3	Aggregation des Gesamtuntersuchungsgebietes in Hydrotope bei Anwendung von zehn verschiedenen Hydrotopklassen.	101
5.4	Flächenanteile der für die Simulationsrechnung gebildeten zehn Hydrotopklassen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.	102
5.5	Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Gesamtuntersuchungsgebiet.	103
5.6	Vergleich des Muskingum-Verfahrens und des Kalinin-Miljukov-Verfahrens am Pegel Bleicherode für das Jahr 1998.	108
5.7	Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Wipperdorf (oben) und am Pegel Hachelbich (unten) für den Zeitraum 1992-2003.	109
5.8	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Hachelbich (1:1-Plot): a) Kalibrierungszeitraum (1992-2000); b) Validierungszeitraum (2001-2003).	110
5.9	Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Oldisleben.	112
5.10	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Oldisleben (1:1-Plot): a) Kalibrierung; b) Validierung.	113
5.11	Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung der analytischen Lösung zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).	119
5.12	Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung des ADZ-Modells zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).	119

5.13	Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung des Einzellinearspeicheransatzes zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).	120
5.14	Gemessene und berechnete Chloridkonzentrationsganglinien vor dem Auslass am Pegel Wipperdorf (oben) und auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich an der Messstation in Großfurra (unten).	123
5.15	Gemessene und berechnete Frachten am Pegel Hachelbich (oben: Jahresfrachten; unten: Gesamtfracht).	124
5.16	Vergleich der hypothetischen Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich (Cl aus $Q(\text{gem.})$; Berechnung s. Text) mit der tatsächlich berechneten (Cl aus $Q(\text{sim.})$) bzw. gemessenen Chloridkonzentration (Station Hachelbich). . . .	126
5.17	Gemessene und berechnete Chloridkonzentration an der Messstation in Oldisleben.	127
5.18	Volumen der Laugenlösung und Chloridfracht im Zustrom zum LSB Wipperdorf.	129
5.19	Chloridkonzentrationsverlauf in Hachelbich bei Anwendung des entwickelten Steuerungskonzeptes.	130
5.20	Darstellung der Beckeninhaltslinie im Becken Wipperdorf und der Entwicklung des dynamischen Steuerparameters zur Abstoßzusteuering für den Simulationszeitraum 1992-2003.	132
5.21	Zusammenwirken des hydrologischen Regimes in Hachelbich und der Anwendung des Steuerkonzeptes für das Laugenstapelbecken in Wipperdorf. Dargestellt sind die berechneten Durchflüsse in Hachelbich (blaue Kurve) und die Frachtzusteuering aus dem LSB (orange Kurve).	133
5.22	Darstellung der Residuen für die Konzentration im ungesteuerten Fall (oben) und bei Anwendung der Steuerung (unten; Residuen für die Konzentration ergeben sich hierbei aus der Differenz zwischen dem aktuellen Steuerziel $c_{Hb,max}$ und dem tatsächlich berechneten Wert); links: Cl-Residuen aufgetragen gegen den berechneten Durchfluss, rechts: Cl-Residuen in Abhängigkeit von den Q-Residuen. Alle Werte beziehen sich auf den Pegel Hachelbich. . .	134
5.23	Mittlere Konzentrationen in Hachelbich bei Anwendung der verschiedenen Szenarien (Beschreibung s. Text).	140
5.24	Ergebnisse der Langzeitsimulationen mit reduziertem Grenzwert von 1,5 g/l (oben) und erhöhter Menge an Stapellauge durch Zuführung der Versatzlauge (unten); links: mögliche Konzentrationsganglinie in Hachelbich, rechts: Entwicklung des aktuellen Steuerzieles und Füllstand im Laugenstapelbecken.	144
A.1	Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet der Unstrut (Zeitraum 1992-2003).	179
A.2	Mittlere jährliche Temperaturverteilung im Untersuchungsgebiet der Unstrut (Zeitraum 1992-2003).	180
A.3	Übersichtskarte der Hydrogeologie im Untersuchungsgebiet der Unstrut. . .	181
A.4	Übersichtskarte der Hydrogeographie im Untersuchungsgebiet der Unstrut. . .	182

A.5	Übersichtskarte der Leitbodenformen im Untersuchungsgebiet der Unstrut.	184
A.6	Übersichtskarte der Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet der Unstrut.	185
A.7	Übersichtskarte der Landnutzung im Untersuchungsgebiet der Unstrut. . .	186
B.1	Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).	190
B.2	Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).	191
B.3	Mittlere jährliche Sickerwassermenge für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).	192
B.4	Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).	193
B.5	Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	196
B.6	Mittlere jährliche Temperaturverteilung für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	197
B.7	Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	198
B.8	Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	199
B.9	Mittlere jährliche Sickerwassermenge für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	200
B.10	Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).	201

Tabellenverzeichnis

2.1	Anteile der für das Untersuchungsgebiet bis zum Auslasspegel Oldisleben ausgewiesenen Grundwasserflurabstandsklassen.	18
2.2	Überblick über die verfügbaren hydraulischen Gewässerdaten und der sonstigen Messreihen sowohl für die hydrologische Modellierung als auch für die Stofftransportmodellierung.	20
3.1	Beeinträchtigung der Biozönose in Abhängigkeit von der Versalzung im Fließgewässer (nach ARGE WESER 1993).	24
3.2	LAWA-Güteklassifizierung bzgl. der Chloridbelastung (nach LAW 1998; mit entsprechend farblicher Kennzeichnung der einzelnen Güteklassen). . .	24
3.3	Messgrößen der einzelnen Messstationen und deren zeitliche Auflösung (BWd: hier abkürzend für Becken Wipperdorf).	30
3.4	Entwicklung der jährlichen mittleren Chloridfrachten und -konzentrationen im Einzugsgebiet der Wipper am Pegel Hachelbich (1992-2003).	31
3.5	Anteil des hypodermischen Abflusses an den Sickerwassermengen unterhalb der Haldenstandorte (DGFZ 2005).	37
3.6	Überblick aller für die Stofftransportmodellierung relevanten Datenreihen für den Zeitraum 1992-2003.	44
3.7	Überblick der zur Verfügung stehenden Messdaten zur Chloridkonzentrationsbestimmung für den Gesamttraum im Zeitraum 1995-2003.	46
4.1	Zusammenstellung der Teilprozessmodelle zur Berechnung der Abflussbildungsprozesse innerhalb der Fokusebene.	59
4.2	Zusammenstellung der Teilprozessmodelle zur Berechnung der Abflussbildungsprozesse auf Gesamtgebietsebene.	61
4.3	Übersicht über mathematische Modelle für den instationären Abfluss (verändert nach DYCK ET AL. 1995).	64
4.4	Bestimmungsgleichungen für den longitudinalen Dispersionskoeffizienten. . .	75
5.1	Wertebereiche der im Bodenmodell definierten räumlich variablen bodenphysikalischen Parameter.	95
5.2	Wertebereiche der räumlich-zeitlich variablen Parameter der Landnutzungs-klassifizierung.	95

5.3	Wertebereiche der den Gliederungsbereichen grundwasserferne (K_G), Hang- (K_H) und Drainageflächen (K_D) zugeordneten Grundwasserspeicherkonstanten.	95
5.4	Hydrotopklassifizierung auf Gesamtgebietsebene und deren Merkmalsausprägungen.	96
5.5	Die für das Fokusgebiet bis zum Auslasspegel Hachelbich/Wasserthaleben ausgewiesenen Grundwasserflurabstandsklassen.	98
5.6	Jahressummen/-mittelwerte der meteorologischen Eingangsdaten (Temperatur T, Niederschlag PI) sowie der berechneten Wasserhaushalts- und Abflusskomponenten (potentielle Evapotranspiration EP, klimatische Wasserbilanz KWB, reale Evapotranspiration ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) im Fokusgebiet in der Periode 1992-2003.	98
5.7	Jahressummen/-mittelwerte der meteorologischen Eingangsdaten (Temperatur T, Niederschlag PI) sowie der berechneten Wasserhaushalts- und Abflusskomponenten (potentielle Evapotranspiration EP, klimatische Wasserbilanz KWB, reale Evapotranspiration ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) im Gesamtuntersuchungsgebiet in der Periode 1992-2003.	102
5.8	Gütekriterien der vier relevanten Pegel im Fokusgebiet innerhalb der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase für das Kalinin-Miljukov-Verfahren und das Muskingum-Verfahren (Abkürzungen bedeuten hier: gem. = gemessen, Eff = Effizienz).	107
5.9	Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier relevanten Pegel im Fokusgebiet (Periode 1992-2003).	111
5.10	Gemessene und berechnete Durchflusswerte mit entsprechenden Gütekriterien ausgewählter Pegel im Gesamtraum.	113
5.11	Gewässerkundliche Hauptzahlen der betrachteten Pegel im gesamten Untersuchungsgebiet (Periode 1992-2003).	114
5.12	Ergebnisse der Stofftransportsimulationen innerhalb der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase für das analytische Verfahren (anL), das ADZ-Modell (ADZ) und das lineare Speicherkonzept (ELS) an der Messstation in Hachelbich. Dargestellt sind die mittleren Cl-Konzentrationen [g/l] und die Input-Output-Verhältnisse [t bzw. %].	120
5.13	Mittlere Konzentrationen der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase an den Messstationen Wipperdorf und Großfurra.	122
5.14	Vergleich der statistischen Maßzahlen der gemessenen und simulierten Konzentrationswerte am Pegel Oldisleben.	127
5.15	Vergleich der statistischen Maßzahlen der gemessenen Konzentrationswerte und der Konzentration bei Anwendung des Steuerkonzeptes am Pegel Hachelbich.	131
5.16	Ausgewählte Kombinationsmöglichkeiten der unterschiedlichen Maßnahmen zur Prognostizierung zukünftiger Mengen an Laugenabwässern im Laugenstapelbecken Wipperdorf (Szenarien katalog).	137

5.17	Ergebnisse der Szenarienberechnungen im Überblick.	139
5.18	Mittlerer gemessener bzw. berechneter Durchfluss in den betrachteten Jahren der Szenarienanalysen.	141
5.19	Jahreswerte der Spülversatzmengen an den Standorten in Bleicherode, Bischofferode und Sondershausen.	143
A.1	Überblick über die für den Untersuchungsraum vorhandenen Grundlagenkarten	178
C.1	Jahresfrachten der diffusen Haldenzutritte an den Werksstandorten Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen als Jahressummenwert bei unterschiedlichen Haldenabdichtungsgraden	204
C.2	Zulaufmengen zum LSB Wipperdorf der gefassten Haldenlauge bei unterschiedlich starkem Fortschreiten der Abdichtungsmaßnahmen und zusätzlicher Überleitung aus dem Becken Volkenroda/Menteroda als Jahressummenwerte unter Berücksichtigung des praktizierten Spülversatzes	204
C.3	Abstoßmengen aus dem LSB Sondershausen als Jahresfracht bei unterschiedlichem Abdichtungsgrad der Halde Sondershausen	205
C.4	Geogene Gebietseinträge an den definierten Störungszonen als Jahressummenwert	205

Abstract

Der permanent steigende Bedarf an der natürlichen Ressource Wasser führt vielfach zu deren Knappheit und stellt ein hohes Konfliktpotential hinsichtlich der Anforderungen an Wasserquantität und -qualität dar. Das Verständnis der komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen in der Natur und der Interaktion zwischen Mensch und Umwelt sind grundlegende Voraussetzung für die Entwicklung nachhaltiger Maßnahmen des Wassermanagements, wobei die lokalen und regionalen Entwicklungstrends mitberücksichtigt werden müssen.

Durch die weitgehende Stilllegung und die Umstrukturierung der Kaliindustrie im Südharz-Kalirevier in Thüringen wurde der Salzeintrag in die Vorfluter Wipper und Bode deutlich reduziert. Diese Abnahme der Salzbelastung in Wipper, Unstrut und Saale bewirkte den Übergang zu einer ökologisch verträglichen Salzlaststeuerung, wobei Chlorid in diesem Zusammenhang als Leitparameter zu betrachten ist. Aufgrund der Komplexität der zugrunde liegenden Stofftransportprozesse im Einzugsgebiet der Wipper kann das bestehende Modell für das Steuersystem den heutigen Ansprüchen allerdings nicht mehr in vollem Umfang gerecht werden, da der Wasserhaushalt und die Durchflussdynamik im Gebiet in die Managementmaßnahmen integriert werden müssen.

Vorrangiges Ziel dieser Arbeit ist daher die Erstellung eines robusten und prognose-tauglichen Steuerungsinstrumentes, das für die Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten unterschiedlicher Größe genutzt und unter den Rahmenbedingungen der bergbaubedingten salinaren Einträge effektiv zur Steuerung dieser Frachten eingesetzt werden kann.

Als eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung der Steuerungsmöglichkeiten wird in dieser Arbeit ein komplexes hydrologisches Flussgebietsmodell für den Untersuchungsraum aufgestellt. Mit diesem Modell wird eine integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse im Fließgewässer unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen durchgeführt. Zudem werden verschiedene Szenarienberechnungen unternommen, um Aussagen über zukünftige Entwicklungen zu ermöglichen und um konkrete Festlegungen von Chloridgrenzwerten mit diesem Tool zu überprüfen oder gegebenenfalls neu zu definieren.

Die hier vorgestellten Arbeiten wurden auf unterschiedlich großen Untersuchungsebenen innerhalb des Einzugsgebietes der Unstrut für den Zeitraum 1992 - 2003 auf Tagesschrittbasis durchgeführt. Dabei handelte es sich einerseits um das Gesamtgebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben (Einzugsgebietsfläche ca. 4174 km^2) und zum anderen um das nördliche Teileinzugsgebiet der Wipper (Fokusgebiet; Einzugsgebietsfläche ca. 568 km^2).

Um den Wasserhaushalt in seiner Vielfalt und Dynamik beschreiben zu können, bedarf es einer der zeitlichen und räumlichen Skala angemessenen Herangehensweise. Hierzu wurde das hydrologische Modellsystem ArcEGMO eingesetzt, das eine Zusammenstellung unterschiedlich detaillierter und strukturierter Teilprozessmodelle erlaubt und so eine der Mesoskala adäquate Prozessbeschreibung ermöglichte.

Wasserbilanzbetrachtungen auf Elementarflächenbasis liefern die genaueste Beschreibung der einzelnen flächendifferenzierten Komponenten. Diese Vorgehensweise ergab für das Fokusgebiet gute Ergebnisse. Ein Vergleich der in dieser Arbeit berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit Angaben aus der Literatur zeigte eine gute Übereinstimmung. Mit der Anwendung des Hydrotopkonzeptes zur räumlichen Aggregation der Modellierungsflächen konnten ebenso im Gesamtgebiet gute Ergebnisse erzielt werden.

Die Untersuchungen zum Wasserhaushalt stellten eine wichtige Grundlage zur Simulation des Durchflusses und der Stofftransportprozesse im Gerinne dar. Als wesentlicher Bestandteil für die Beschreibung des Stoffhaushaltes gilt eine detaillierte Analyse sowohl der anthropogen als auch der geogen bedingten Salzeintragsmengen und vor allem die Bestimmungen der Durchflussmengen im Längsprofil der Gerinne.

Zur Durchflussberechnung kamen in dieser Arbeit aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes und der langjährigen Simulationsperiode konzeptionelle hydrologische Modelle zum Einsatz (Kalinin-Miljukov-Verfahren bzw. Muskingum-Verfahren in Kombination mit einem Einzellinearspeicheransatz). Mit Bestimmtheitsmaßen von über 0,76 und Nash-Sutcliffe-Effizienzen $> 0,75$ im Fokusgebiet und Werten $> 0,82$ respektive $> 0,77$ für das Gesamtgebiet konnten für die relevanten Pegel innerhalb der beiden Untersuchungsebenen gute Übereinstimmungen der berechneten Werte gegenüber den Messwerten erzielt werden.

Bei den Berechnungen zum Stofftransport im Gerinne wurden für das Modellsystem ArcEGMO drei unterschiedliche Ansätze (analytische Lösungsmethode, ADZ-Modell, linearer Speicheransatz) implementiert und parametrisiert. Gute Anpassungen an die Beobachtungsdaten konnten mit dem ADZ-Modell und dem linearen Speicheransatz erreicht werden, so dass für die weiteren Untersuchungen das lineare Speicherkonzept als probates Modell eingesetzt wurde. Dabei zeigte sich die enge Verknüpfung der Durchflusssimulationen mit der Konzentrationsbestimmung im Fließgewässer, weil gute Konzentrationsberechnungen nur auf der Grundlage guter Abflusssimulationen erzielt werden konnten. Bei Unterschätzung von Niedrigwasserabflüssen traten im Fokusgebiet zum Teil deutlich erhöhte, berechnete Chloridkonzentrationen auf.

Flächendeckende Angaben bezüglich des Chlorideintrages für den Gesamtraum waren nicht vorhanden, so dass eine detaillierte Betrachtung der Stofftransportprozesse auf dieser Ebene nicht durchgeführt werden konnte. Hier waren nur quantitative Aussagen bezüglich der Auswirkungen des Eintrages aus dem Fokusgebiet möglich.

Aufgrund der geringen Stapelkapazitäten des Beckens in Sondershausen wurde nur für das Laugenstapelbecken Wipperdorf ein neuartiges Steuerungskonzept erarbeitet. Die zeitliche Variabilität der Chloridkonzentration wurde unter Anwendung des neuen Steuerungsalgorithmus deutlich verringert, und auch die Überschreitungshäufigkeit und Überschreitungsdauer bezüglich eines Grenzwertes von 2 g Chlorid/l am Pegel Hachelbich wurden deutlich reduziert. Beckenüberläufe wurden bei der Bewirtschaftung des Laugenstapel-

beckens nicht registriert. Kritische Situationen traten bei Unterschätzung der Niedrigwasserabflüsse durch das Modell auf, da während dieser Phasen die Vorgaben bezüglich des aktuellen Steuerzieles für den Pegel Hachelbich nicht immer erfüllt werden konnten. Zusammenfassend betrachtet ist es aber auf der Grundlage des hier entwickelten integrierten Flussgebietsmodells möglich, dass die Zusteuerungsfrachten entsprechend des hydrologischen Regimes reguliert werden können.

Zur Abschätzung des Einflusses von Haldensanierungsmaßnahmen und der zukünftig zu erwartenden und abzustoßenden Salzlauge wurden Szenarienberechnungen mit Hilfe des entwickelten Steuerungsalgorithmus durchgeführt. Diese belegen eindeutig die positive Entwicklung der Chloridkonzentration bei Fortführung des bereits praktizierten Haldensanierungskonzeptes. Durch zusätzlich durchgeführte Langzeitszenarien konnte darüber hinaus nachgewiesen werden, dass langfristig eine Grenzwertfestlegung auf 1,5 g Chlorid/l in Hachelbich möglich ist, und die bestehenden Stapelkapazitäten hierzu ausreichend sind.

Die hier vorgestellten Modellkonzepte lassen sich ohne weiteres auch auf andere Flusseinzugsgebiete übertragen. Die Betrachtungen zum Stofftransport im Fließgewässer sind dabei allgemeingültig formuliert worden und beschränken sich nicht auf konservative Stoffe, so dass eine Berücksichtigung einer Abbaurate erster Ordnung möglich ist.

In many regions an increasing water demand will lead to water scarcity in the future and shows the permanent conflict between water quantity and quality. Understanding the mechanisms and feedbacks of complex natural and human systems is a prerequisite for the development of sustainable measures of water management, in which the local and regional capabilities and trends have to be included.

As a consequence of general closure and conversion of potash-industries located in the "Südharz-Kaliregion" in the German federal state of Thuringia, the load of dissolved potassium salt has extremely decreased for the river basin of the Wipper, a tributary of the Unstrut river. These new boundary conditions for streams like Wipper, Unstrut and Saale were accompanied by a change in salt load management towards a system controlled with respect to river ecology, in which chloride is regarded as the most important chemical marker. Due to the high complexity of salt transport processes in the Wipper catchment, the existing operation rules cannot comply with the present requirements. Water balance and river flow dynamics in the whole catchment area have to be included in management strategies.

The main objective of this study is to develop an integrated, catchment-based management system with particular emphasis on saline dissolved loads resulting from former mining activities. Considering different spatial scale levels in the study area it should also be applied as a predictive tool.

As a main prerequisite for the implementation of controlling and timing strategies it is essential to set up a complex, distributed hydrological modelling system for representing river flow routing and saline solute transport processes with respect to anthropogenic impacts. Based on different scenario simulations, possible future developments can be evaluated and existing threshold values for maximum salt concentrations in the Wipper river

can be revised and adapted to future situations.

Simulations were carried out on a daily time step for the period 1992-2003 at two different spatial scale levels within the Unstrut river basin. On the one hand the whole Unstrut river basin at gauging station Oldisleben (catchment area about 4174 km^2) was considered and on the other hand the subcatchment of the Wipper river (focus area; catchment area about 568 km^2) at gauging station Hachelbich.

To represent full dynamic of water balance processes, adequate spatial and temporal disaggregation schemes have to be applied. For this purpose the hydrological modelling system ArcEGMO was adapted. It is a dynamic distributed hydrological model, which allows to combine various modules for the relevant processes and to assess their spatial and temporal variability on different scale levels.

Water balance modelling for elementary areal units allows for the best characterisation of the spatial distributed variables. This approach gave good results for the focus area. A comparison of water balance variables was in good agreement with cited literature values of recent studies. Also for the whole catchment area reasonable results were obtained, calculated on the basis of hydrotops.

The water balance studies provided the important basis for flow routing and solute transport modelling. With regard to sources of river salinity and transport processes, a detailed description of both anthropogenic and geogenic input and of streamflow along the river is required. Due to the spatial extent of the river basin and the long-term simulation period, conceptual models describing river routing in open channels (Kalinin-Miljukov-Method respectively Muskingum-Method in combination with a single linear storage description) were applied. Coefficients of determination for the relevant gauges in the focus area exceeded 0.76 with a Nash-Sutcliffe-Efficiency of greater than 0.77, whereas the values for the whole catchment area were 0.82 and 0.77, respectively. So the simulated and observed values compared very well throughout the study period.

In order to compute in-stream solute transport within the framework of ArcEGMO three different model types (an analytical solution, ADZ-Model, linear storage description) were implemented and calibrated. Good model fits were achieved with the ADZ-Model and the single linear storage approach, therefore the linear storage was chosen as an appropriate model concept for the following studies. Herein evidence for the close link between discharge and concentration simulation was shown, as good results for chloride concentration could only be achieved on the basis of a good fit on calculated and measured flow discharge values. Within the focus area partly much to high chloride concentration values were simulated in times of underestimation of low water periods.

Extensive data sets concerning chloride input data for the whole river basin of the Unstrut river were not available, so that on this spatial level a detailed analysis on solute transport modelling could not be carried out. Only quantitative downstream effects of chloride input from the focus area were feasible.

Due to the low capacity of the reservoir in Sondershausen a new management strategy was worked out only for the basin in Wipperdorf. Application of these new operation rules showed a decreasing temporal variability in chloride concentration values. Also the frequency in and the duration of exceeding a critical value of 2 g chloride/l at gauge Ha-

chelbich were explicitly reduced. During the whole simulation period a basin overflow was not recorded. Critical periods were obtained when measured river discharge was underestimated, because in this cases control values for the gauging station in Hachelbich could not be achieved. On the basis of this integrated catchment based modelling system, daily controlled salt offloads from the reservoir in Wipperdorf could be adapted to the hydrological regime.

With this new management tool scenario simulations were applied to analyse restorations measures on the stockpiles themselves and the total future amounts of dye. These analyses showed the decreasing trend in chloride concentrations when continuing the restorations measures. Long-term scenario runs showed, that a threshold value of 1,5 g chloride/l in Hachelbich could be achieved with the existing storage capacities for solute discharge in the mining areas.

All model concepts presented in this study can easily be transferred to other river catchments. Mathematical descriptions for solute transport in river channels are generally formulated. A first order decay rate can also be applied, so that not only conservative solute transport can be computed.

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Untersuchungsbedarf und Motivation

Die Nachfrage nach Wasser in ausreichender Menge und angemessener Güte steigt permanent in allen Anwendungsbereichen. Dies spiegelt sich nicht nur auf globaler Ebene wider (BRONSTERT ET AL. 2000, KUNDZEWICZ ET AL. 2001, GAISER ET AL. 2002, WB-GU 2003), sondern auch auf europäischer und regionaler Ebene (BECKER ET AL. 1999, BECKER ET AL. 2000, WECHSUNG ET AL. 2004, KLÖCKING ET AL. 2004). Die Grundzüge der Gewässernutzung haben sich in Jahrtausenden nicht geändert, wohl aber die Nutzungsintensität. Durch die zunehmende Industrialisierung entstand ein Konflikt zwischen den Anforderungen an ein Gewässer und seinem natürlichen Erholungspotential. Die Auswirkung dieses immer gravierenderen Konfliktes auf die Empfindlichkeit der Fließgewässer zeigt sich zumeist durch die Verarmung in ihren Lebensgemeinschaften (BUCHWALD ET AL. 1994).

Oberflächengewässer und Grundwasserkörper sind prinzipiell erneuerbare natürliche Ressourcen. Durch die Einleitung bzw. Einwirkung von gefährlichen Fremdstoffen werden die aquatischen Ökosysteme jedoch häufig stark belastet, so dass das Selbstreinigungsvermögen gegen diese Vielzahl unterschiedlicher Belastungen und die Behebung eines dauerhaften Schadens nicht mehr ausreicht. Das Tempo und die Grenzen der Selbstreinigung sind von der Art, der Menge und von der Dauer einer schadhafte Einwirkung abhängig, wobei die Selbstreinigungskraft durch das Zusammenwirken von biochemischen, biologischen und biophysikalischen Prozessen im Fließgewässer selbst bestimmt wird (DYCK ET AL. 1995, SCHÖNBORN 1992).

Der Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern müssen stärker auch in politischen Maßnahmen integriert werden, um länderübergreifend handlungsfähig zu sein. Zu diesem Zweck wurde auf europäischer Ebene mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) ein rechtlicher Rahmen geschaffen, um der Empfindlichkeit der aquatischen Ökosysteme gerecht zu werden. Ziele der EU-WRRL sind die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt innerhalb der europäischen Gemeinschaft, wobei der Schwerpunkt auf der Güte der betreffenden Gewässer und auf der zur Verfügung

stehenden Wassermenge liegt. Hiermit wird ein ordnungspolitischer Rahmen geschaffen, um sowohl die Oberflächengewässer wie auch die Grundwasserkörper bis zum Jahre 2015 in einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu versetzen (Artikel 4 Absatz (1), EU-WRRL 2000).

Mit der Einführung der EU-WRRL werden an die Bewirtschaftung natürlicher Wasserressourcen und an die Verwaltung neue Ansprüche gestellt, für die neue und interdisziplinäre Denk- und Lösungsansätze unabdingbar sind. So wird von einer Bewirtschaftung nach Flusseinzugsgebieten ausgegangen, mit dem Ziel, die physiko-chemischen, biologischen und hydromorphologischen Parameter der Gewässer bis zum Jahr 2015 zu verbessern und die Gewässer insgesamt auf einen guten ökologischen Gewässerzustand zu bringen. Durch die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen für ganze Flusseinzugsgebiete soll ein Instrumentarium geschaffen werden, das durch ein Paket grundlegender und ergänzender Maßnahmen zum Erreichen dieser Ziele beiträgt (BOSENIUS 1999). Es sind Methoden zu entwickeln, die für Bewirtschaftungs- und Managementpläne von Einzugsgebieten oder relevanten Teileinzugsgebieten die lokalen und regionalen Entwicklungstrends mitberücksichtigen (DGFZ 2001).

Unter bestimmten Voraussetzungen ist es jedoch für ausgewiesene Wasserkörper auch möglich, weniger strenge Umweltziele festzulegen und zu verfolgen (Artikel 4 Absatz (5), EU-WRRL 2000). Auf dem Gebiet der neuen Bundesländer werden die umweltpolitischen Forderungen vielfach von spezifischen sozioökonomischen Rahmenbedingungen und deren Auswirkungen auf Wasserhaushalt und -beschaffenheit überlagert. Diese betreffen insbesondere drei Problemkreise:

- Der Rückgang der industriellen Produktion Anfang der 1990er Jahre führte zwar einerseits zu einem Rückgang punktueller Belastungsquellen in den Einzugsgebieten, in Gebieten mit bergbaulicher Tätigkeit ist aber auch weiterhin mit einem langanhaltenden Nachklingen anthropogener Beeinflussungen, bedingt durch Halden oder Flutungsmaßnahmen, zu rechnen.
- Strukturänderungen in der Landwirtschaft führten zu einem veränderten Bewirtschaftungsregime. Dadurch kommt es zur Veränderung von Stoffeinträgen, die sich erst verzögert in den Gewässern widerspiegeln.
- Der Wasserverbrauch ist in den vergangenen 10 Jahren insgesamt zurückgegangen. Mit einer Trendumkehr muss jedoch durch Änderung der wirtschaftlichen Situation in den kommenden Jahren gerechnet werden, so dass für die Bewirtschaftungspläne nicht nur vom Ist-Zustand ausgegangen werden kann.

Das Südharz-Kalirevier in Thüringen stellt in diesem Zusammenhang ein Einzugsgebiet mit Sonderstatus dar. Zu Zeiten des aktiven Kalibergbaus im Südharz kam es zu gravierenden Überschreitungen der Grenzwerte für die Wasserhärte, bedingt durch einen hohen mineralischen Eintrag in Form von produktionsbedingten salzhaltigen Abwässern. Dies führte entlang der Saale teilweise sogar zu Produktionsausfällen in der Industrie (THEILE 1996),

aber auch zu erheblichen Belastungen für die Flora und Fauna der Fließgewässer (ZIEMANN 1967, ARGE WESER 1993).

Um die Nutzungsqualität und die Milieubedingungen im Gewässer selbst zu verbessern, wurde bereits 1963 ein System zur Salzlaststeuerung der Unstrut und der Saale eingeführt (AURADA 1975, SCHÜRER 1995 Anlage [1]). Das Prinzip der Salzlaststeuerung beruhte auf der gezielten Mischung des gering belasteten Saalewassers der oberen Saale mit dem hochbelasteten Unstrutwasser (THEILE 1996). Bis zu Beginn der 1990er Jahre wurde dieses Steuerregime im Südharz so beibehalten. Durch die weitgehende Stilllegung und die Umstrukturierung der Kaliindustrie in Thüringen zwischen 1990 und 1993 ist es aufgrund veränderter Salzeintragsbedingungen in die Vorfluter Wipper und Bode möglich geworden, zu einer ökologisch verträglichen Salzfrachtsteuerung überzugehen (VÖLKE ET AL. 1993, SCHÜRER 1995, SCHÜRER ET AL. 1997). Diese positive Entwicklung der Salzbelastung von Wipper, Unstrut und Saale führte dazu, dass die Gewässerüberwachung den heutigen Erfordernissen angepasst und die aufwendige Salzlaststeuerung der Saale Ende 1998 durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt eingestellt wurde (KRETSCHMAR 1999). Eine Teil-Salzlaststeuerung der Wipper wird momentan weiterhin durchgeführt, da der Einfluss der hinterlassenen Rückstandshalden im Südharz-Kalirevier auf die Gewässergüte auch in Zukunft von immenser Bedeutung sein wird (MÖHRSTEDT 2003).

Unter diesen Voraussetzungen ist im Rahmen des BMBF-Förderprogramms “Forschung für die Umwelt” (Förderprogramm des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, BMBF) zum Thema *Flussgebietsmanagement* ein Verbundprojekt entstanden, welches die “Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut” zum Ziel hat (DGFZ 2001). Durch eine interdisziplinäre Herangehensweise sollen hierbei naturwissenschaftliche und ingenieurtechnische Grundlagen miteinander verknüpft werden, um die Aufstellung eines Bewirtschaftungsrahmens, der vor allem die Steuerung der anthropogenen Salzlast ins Auge fasst, zu erreichen. Mögliche Steuerziele sollen dabei wissenschaftlich hinterlegt und das Überwachungs- und Kontrollsystem qualifiziert werden.

1.2 Zielsetzung

Durch die Stilllegung der Kali-Gewinnung und -Produktion, die begonnene Rekultivierung der Kali-Rückstandshalden, Bergsenkungen und gewässerbauliche Maßnahmen haben sich die Salzfrachteintragsbedingungen und hydrologischen Verhältnisse im Südharz-Kalirevier zum Teil deutlich verändert, denen das bestehende Steuerungsmodell für das Steuersystem der Wipper nicht mehr in vollem Umfang gerecht werden kann. Die Komplexität der zugrunde liegenden Stofftransportprozesse im Einzugsgebiet der Wipper macht es unumgänglich, den Steuerungsvorgang nicht nur durch reine Bilanzierungsvorgänge auf der betrachteten Steuerstrecke zu erfassen (so wie bisher praktiziert), sondern auch die Durchflusssdynamik und den Wasserhaushalt im Gebiet zu integrieren.

Im Ergebnis dieser Arbeit soll ein robustes, prognosetaugliches Managementinstrument entstehen, das für die Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten unterschiedlicher Größe

handhabbar wird und die Rahmenbedingungen der bergbaubedingten salinaren Einträge mitberücksichtigt. Zudem erfordert die Einbindung der EU-WRRL in das Thüringer Wassergesetz (THÜR WG 1999) die Aufstellung eines Bewirtschaftungsplanes für die Fließgewässer der Unstrut sowie der Wipper mit der konkreten Festlegung von Grenzwerten, die mit diesem Tool überprüft bzw. neu definiert werden können. Dazu sind prognostische Berechnungen durchzuführen, für die das bisherige Modell nicht geeignet ist.

Bei einer weiteren deutlichen Reduzierung der Salzfracht in den Vorflutern Wipper und Bode besteht die Möglichkeit, eine artenreiche Flora und Fauna neu anzusiedeln. Voraussetzung für die Fischverträglichkeit im Vorfluter ist jedoch nicht nur die Verringerung der Salzfracht, sondern auch die Vergleichmäßigung des Salzgehaltes, wobei Chlorid als Leitsubstanz zur Quantifizierung der Salzbelastung insgesamt angesehen werden kann. Hierbei muss auch die Frage geklärt werden, ob bei einer Aktualisierung des Salzlaststeuermodells der derzeit geltende Maximalwert von 2 g Chlorid/l (SCHÜRER 1997, SCHRAMM ET AL. 2002, MÖHRSTEDT 2003) weiter gesenkt werden kann.

Durch geeignete technische und organisatorische Maßnahmen muß gesichert werden, dass das Steuerziel eingehalten werden kann, wobei der Einsatz des hier entwickelten Management-Tools für die simultane Berechnung der Niederschlagsabfluss- (NA-) bzw. Stofftransportmodellierung im Einzugsgebiet der Wipper von immenser Bedeutung ist. Erst durch die Verknüpfung ingenieurtechnischer Methoden und wissenschaftlicher Erkenntnisse kann eine innovative, ökologisch verträgliche Salzlaststeuerung ermöglicht werden.

Für die ökologisch verträgliche Steuerung technisch notwendiger Salzfrachteinleitungen in die Vorfluter und die Kontrolle des Salzfrachttransportes im Vorfluter selbst sind die Bearbeitung und Lösung folgender Aufgabenstellungen notwendig:

- Systemuntersuchungen sowohl an den Halden als auch im gesamten Untersuchungsgebiet zur Gewinnung und Vertiefung grundlegender Kenntnisse über das Austrittsverhalten von Salzen;
- Ableitung und Entwicklung hydrologischer und hydrochemischer Modelle;
- Systemsteuerungsmöglichkeiten unter Berücksichtigung von natürlichen und anthropogen verursachten Schwankungen des Salzeintrages.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung der Steuerungsmöglichkeiten ist die Entwicklung eines komplexen hydrologischen Flussgebietsmodelles, das die ober- und unterirdischen Abflussprozesse sowie deren Wechselbeziehungen in ihrer skalenspezifischen Gebietsausprägung hinreichend genau abbildet. Mittels dieser Modellgrundlage kann die integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen in verschiedenen skaligen Einzugsgebieten ermöglicht werden.

Aus diesen Anforderungen heraus können somit folgende Schwerpunkte in dieser Arbeit festgelegt werden:

1. Prozessanalyse zur Charakterisierung der Einleitungsbedingungen der Salze

Die Einleitungsbedingungen geogenen und anthropogenen Ursprungs sind hierbei zu analysieren. Ausgehend vom derzeitigen Erkenntnisstand ist eine detaillierte Aufgliederung aller Eintragspfade und ihrer mengenmäßigen Zuordnung möglich.

2. Wasserhaushaltsmodellierung

Eine wichtige Grundlage für potentielle Steuermaßnahmen ist eine möglichst detaillierte Kenntnis der quantitativen Ausprägung der verschiedenen Wasserhaushaltsgrößen sowie deren räumliche und zeitliche Variabilität. Die flächendeckende, zeitlich und räumlich hoch aufgelöste hydrologische Modellierung eines Raumes der Größe des Unstrut-Gebietes bzw. ihres Teileinzugsgebietes der Wipper erfordert eine der zeitlichen und räumlichen Skala angemessene Herangehensweise. Physikalisch basierte Parameter müssen dabei die Variabilität und die Dynamik innerhalb des entsprechenden Flussgebietes widerspiegeln.

3. Durchflussdynamik

Als Voraussetzung für die Modellierung des Stoffhaushaltes der Fließgewässer mit Fokus auf die bergbaubedingten salinaren Einträge werden im Untersuchungsgebiet die Durchflüsse an verschiedenen Pegeln modelliert. Mit Hilfe von hydrologischen Modellansätzen soll hierbei eine dem Maßstab angemessene physikalische Beschreibung des Wellenablaufes im Fließgewässer gefunden werden.

4. Salztransport im Gerinne

Zur Beschreibung des Stofftransportes soll ein in das hydrologische Modellkonzept integrierbares Modul entwickelt werden, das die Berechnung der Salzkonzentrationen in der fließenden Welle erlaubt. Auf der Grundlage dieses Modells werden die Konzepte für die Steuerungsmöglichkeiten der gezielten anthropogenen Einträge aus den relevanten Speicherbecken erarbeitet.

5. Salzlaststeuerung

Auf der Basis einer integrierten, physikalisch fundierten hydrologischen Modellierung wird die Qualifizierung der Salzlaststeuerung in der Wipper herausgearbeitet. Die modelltechnische Integration wasserwirtschaftlicher Anlagen ist hierbei durchzuführen. Damit können auch hinsichtlich der Aufstellung von Bewirtschaftungsregeln und Steuerungsmöglichkeiten für die Laugenstapelbecken Fortschritte erzielt werden. Um die Auswirkungen zukünftiger Änderungen bzgl. des Salzeintrages besser abschätzen zu können, sind unter der Annahme unterschiedlicher Speicherbewirtschaftungs- und Prozesssteuerungsszenarien des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf Szenarienberechnungen vorgesehen. Damit lassen sich Aussagen darüber ableiten, inwiefern Einzelmaßnahmen an den Haldenstandorten selbst aber auch Bewirtschaftungsmaßnahmen am Stapelbecken zur Vergleichmäßigung und Verringerung der Chloridkonzentration beitragen.

Mit der Implementierung eines hydrologisch fundierten Management-Tools lassen sich ausgeglichene und konstante Lebensbedingungen im Fließgewässer zunächst modelltechnisch analysieren. Diese bilden die Grundlage für eine Wiederbelebung der Flora und Fauna in den Vorflutern Wipper und Bode (SCHMEISKY ET AL. 2000, VÖLKEL ET AL. 1993). Die hier vorgestellten Konzepte können auch als Vorstufe beim Übergang des prognose-tauglichen Managementinstrumentes zu einer operationellen Salzlaststeuerung angesehen werden und somit zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung des Steuersystems in der Wipper beitragen.

1.3 Einordnung der Arbeiten

Die Erforschung des Wasserkreislaufes sowie die Identifizierung bestmöglicher Strategien für ein integriertes Wasserressourcenmanagement ist eine herausfordernde wissenschaftliche Aufgabe. Viele Akteure aus Wissenschaft, Politik sowie aus Wasser- und Umweltbehörden beschäftigen sich mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000), die ein integriertes Management einfordert (HOLZWARTH ET AL. 2002). Notwendig ist hierzu eine integrierte interdisziplinäre Analyse von hydrologischen, biogeochemischen, geologischen, ökologischen, toxikologischen und sozioökonomischen Zusammenhängen, ohne deren Kenntnis eine Festlegung adäquater Maßnahmen nicht möglich ist.

Zur Erforschung dieser Zusammenhänge wurde vom BMBF das Forschungsprogramm “Forschung für die Umwelt” initiiert. Hierin sollen verschiedenste Projekte zum Flussgebietsmanagement die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wissenschaftlich begleiten. In diesem Zusammenhang stellt das Südharz-Kalirevier in Thüringen ein Einzugsgebiet mit Sonderstatus dar, da die anhaltenden Salzbelastungen durch die Einleitungen des Kalibergbaus auch weiterhin eine hohe Belastung für das nördliche Einzugsgebiet der Unstrut darstellen. Als konsequente Schlussfolgerung aus diesen besonderen Umständen entstand das bereits erwähnte Verbundprojekt *Flussgebietsmanagement Unstrut* (DGFZ 2001).

Kernstück des Verbundprojektes ist die Entwicklung des komplexen hydrologischen Flussgebietsmodells, das sowohl auf Bewirtschaftungs- wie auch auf Klimaveränderungen reagiert. Es basiert auf der Kopplung des hydrologischen Abflussmodells mit einem Grundwassermodell. Das Grundwassermodell muss auf der Basis von Verweilzeitmessungen und -modellierungen hinsichtlich der langen Verweilzeiten, wie sie für mesozoische Festgesteinsaquifere typisch sind, verifiziert werden. Mit dem gesamten Modellpaket sollen die wesentlichen, anthropogen beeinflussten, abiotischen Gewässergütekriterien im Teileinzugsgebiet der Wipper prognostiziert werden. Auf der Grundlage dieses Modells wird insbesondere auch eine Erweiterung und Verbesserung der bestehenden Steuerungsmöglichkeiten für die anthropogenen Einträge im Bereich des Salzbergbaus erwartet. Wissenschaftlich-technisches Ziel des Forschungsprojektes ist somit die Entwicklung eines prognosefähigen gekoppelten Flussgebietsmodells. Mit der Erarbeitung dieses Instruments sollen methodische und einzugsgebietspezifische Fragestellungen bearbeitet werden, die in dem Untersuchungsgebiet, dem oberen und mittleren Einzugsgebiet der Unstrut, durch bergbaubedingte Salzeinträge in das Oberflächengewässer (Zuflüsse zur Unstrut) einer besonderen

Betrachtung bedürfen.

Die Untersuchungen innerhalb dieser Studien gliedern sich als Arbeiten zum Teilprojekt 2 “Hydrologische Flussgebietsmodellierung unter Berücksichtigung von Steuerungsmöglichkeiten zur Prognose der anthropogenen salinaren Belastung der Unstrut“ in das Forschungsvorhaben ein. Hierin wurden vor allem die hydrologische Flussgebietsmodellierung und die Prozesse im Fließgewässer näher beschrieben. Die Schwerpunkte in dieser Arbeit nehmen insbesondere Bezug zu den projektbezogenen wissenschaftlichen Absichten auf dem Forschungsgebiet des Wasser- und Stofftransportes im Fließgewässer. Das Gesamtziel ist die Entwicklung eines Management-Tools, das zur Steuerung der anthropogenen Salzlast genutzt werden und zudem prognostische Berechnungen durchführen kann. Intensive Untersuchungen sowohl zum anthropogenen Eintrag wie auch zur geogenen Grundlast haben es ermöglicht, die Ausbreitung des Salzeintrages im Fließgewässer zu verstehen und daraus bedingte Neuerungen für eine mögliche zukünftige Salzlaststeuerung im Einzugsgebiet der Wipper abzuleiten.

1.4 Aufbau der Arbeit

Nach einer kurzen Einführung in die Besonderheiten und der speziellen Problematik innerhalb des Untersuchungsgebietes wird in Kapitel 1 die konkrete Formulierung der Zielstellung in dieser Arbeit festgelegt. Daraus lassen sich die Anforderungen an eine modelltechnische Umsetzung ableiten.

Im Weiteren baut sich die Gliederung dieser Arbeit entsprechend der oben genannten Themenschwerpunkte auf. Als Grundvoraussetzung für die Modellierungsarbeiten wird zunächst das Untersuchungsgebiet in Kapitel 2 vorgestellt. Neben der Charakterisierung der Gebietseigenschaften wird zudem die Vorgehensweise in der Bearbeitungsmethodik beschrieben. Zusammenfassend wird eine Darstellung der für die hydrologische Modellierung notwendigen Datengrundlagen gegeben. Dies geschieht repräsentativ für den gesamten Untersuchungsraum der Unstrut.

Um einen Überblick über die Situation zum Salzeintrag zu gewinnen wird in Kapitel 3 eine detaillierte Prozessanalyse betrieben. Zunächst wird hierbei in Abschnitt 3.1 das übergeordnete Salzlaststeuersystem der Wipper, Unstrut und Saale erklärt, so dass aufbauend hierauf die derzeit noch praktizierte Teilsystemsteuerung der Wipper näher erläutert werden kann. Anschließend werden innovative Möglichkeiten für eine nachhaltige Salzlaststeuerung in der Wipper aufgezeigt. Da keine eigenen direkten experimentellen Untersuchungen durchgeführt wurden, die als Datenbasis für die Stofftransportmodellierung herangezogen werden könnten, wurde auf die Datengrundlage aus der Erfassung des bereits vor Ort installierten Messsystems zurückgegriffen, welches in Kapitel 3.2 kurz beschrieben wird. Aufgrund der Betrachtungen zum Stofftransport im Gerinne ist es wichtig, alle Eintragspfade genau zu spezifizieren und quantitativ zu bestimmen. In Abschnitt 3.3 werden dazu alle geogenen und anthropogenen Quellen der Salzbelastung aufgezeigt und näher beschrieben. Hierbei wird das Hauptaugenmerk auf das Fokusgebiet der Wipper gerichtet, da nur hier eine detaillierte Beschreibung der unterschiedlichen Eintragspfade möglich ist.

Mit dem Stand der Forschung sowohl in der NA-Modellierung wie auch in der Stofftransportmodellierung wird dieses Kapitel abgeschlossen, wobei die Herangehensweise für die hier durchzuführenden Modellierungsarbeiten vorgestellt und die getroffene Auswahl des hydrologischen Basismodells diskutiert wird (s. Kapitel 3.5).

In den Ausführungen des Kapitels 4 werden alle in dieser Studie wichtigen Modelle bzw. Teilmodule vorgestellt. Mit der Wahl von ArcEGMO als Basismodell für die hydrologischen Untersuchungen wird zunächst mit der Beschreibung dieses hydrologischen Modellierungssystems in seiner Rahmenstruktur (Kapitel 4.1) begonnen. Hierbei werden die verschiedenen Ansätze zur Bearbeitung der unterschiedlichen räumlichen Skalen (gesamtes Unstrut-Einzugsgebiet bis Pegel Oldisleben [Bezeichnung: Gesamtgebiet oder Raum 1] bzw. Teileinzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich [Bezeichnung: Fokusgebiet oder Raum 2]) für die Abflusskonzentration erläutert (Kapitel 4.2). Als Voraussetzung für die Stofftransportmodellierung im Gerinne gilt die Vorhersage des Durchflusses. Die dem Maßstab angemessenen Modellkonzeptionen hierfür liefern die Abschnitte 4.3 und 4.4. Entsprechend dem zentralen Themenschwerpunkt der Qualifizierung des aktuellen Salzlaststeuerungsprogrammes in der Wipper erfolgt im Abschnitt 4.5 eine ausführliche Erklärung zur Konzeption einer nachhaltigen Speicherbewirtschaftung des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf.

In Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Modellanwendungen ausführlich dargestellt. Dieses beinhaltet neben der Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse bzgl. des Landschaftswasserhaushaltes (Kap. 5.2), der Durchflusssimulationen (Kap. 5.3) und der Stofftransportmodellierung im Gerinne (Kap. 5.4), eine Anwendung des Steuerungskonzeptes für das Laugenstapelbecken (Kap. 5.5) mit anschließenden Szenarienberechnungen für unterschiedliche, zuvor definierte Ausgangssituationen (Kap. 5.6). Jedem dieser Unterkapitel wird ein Abschnitt zu den wichtigsten Modellparametrisierungen bzw. Modellierungsvoraussetzungen vorangestellt. Eine kurze Diskussion am Ende der jeweiligen Unterkapitel, soll auf die verfahrenstechnischen Probleme hinweisen und die wichtigsten Teilergebnisse erläutern. Zunächst konzentrieren sich die Arbeiten immer auf die Ergebnisse im Fokusgebiet, um daran anschließend die Ergebnisse im Gesamttraum darzustellen. Speziell die Auswirkungen der Gewässerbelastung im Fokusgebiet auf den Auslasspegel des Gesamteinzugsgebietes der Unstrut in Oldisleben können jedoch nur grob abgeschätzt werden, wobei die Ausführungen zum Salzlaststeuerungskonzept und die Szenarienberechnungen nur für das Fokusgebiet Anwendung finden können.

Eine abschließende Diskussion bringt die wichtigsten Ergebnisse in Kapitel 6 zusammen und erörtert die getroffenen Annahmen bei den entwickelten Modellkonzeptionen im Gesamtkontext. Möglichkeiten zur praktischen Verwertbarkeit und Ansätze zum weiteren Forschungsbedarf werden aufgezeigt.

Kapitel 2

Untersuchungsbiet und Datengrundlage

2.1 Überblick und Bearbeitungsmethodik

Das in dieser Arbeit betrachtete Einzugsgebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben befindet sich im Nordwesten Thüringens. Es umfasst im Wesentlichen das Thüringer Becken und Teile seiner am Rande gelegenen Höhenzüge (s. Abb. 2.1). Damit ordnet es sich grob gesehen zwischen der Landesgrenze zu Niedersachsen im Nordwesten, dem Gebirgszug des Harzes im Norden, der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt im Nordosten, der Gegend um Weimar im Osten, dem Gebirgszug des Thüringer Waldes im Süden und der hessischen Landesgrenze im Westen ein. Es nimmt eine Fläche von 4174 km² ein und liegt nahezu vollständig innerhalb der Landesgrenzen des Freistaates Thüringen.

Die Unstrut ist das zentrale Fließgewässer des Thüringer Beckens. Im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes “*Elbe-Ökologie*” (FORSCHUNGSVERBUND ELBE-ÖKOLOGIE, BECKER ET AL. 2004) wurden neben weiteren zahlreichen Untersuchungen auch detaillierte Betrachtungen der Bevölkerungsstatistik durchgeführt. Hiernach beträgt die Bevölkerungszahl für das Einzugsgebiet der Unstrut in etwa 900000 Einwohner, mit einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von ca. 142 Einwohner je km² (s. a. ARGE ELBE 2001).

Das gesamte Einzugsgebiet der Unstrut beträgt 6313 km² und ist topographisch und klimatologisch stark differenziert (s. Abb. 2.1 bzw. Kap. 2.1.1). Die Unstrut selbst trägt bereits ab Flusskilometer 25 (südlich von Mühlhausen) unter natürlichen Bedingungen aufgrund des sehr geringen Längsgefälles den Charakter eines typischen, stark mäandrierenden Flachlandflusses mit nur mäßiger Fließgeschwindigkeit, eingebettet in flussnahe Auen mit hohen Retentionspotentialen für Wasser und mittransportierter Stoffe. Die das Thüringer Becken umgebenden Gebirgszüge entwässern bei Starkniederschlägen fast gleichzeitig in die Unstrut, was in der Vergangenheit zu regelmäßigen, länger anhaltenden Überflutungen großer Teile der Auenlandschaften führte.

Die überaus fruchtbaren Böden in den Auen (Feuchtschwarzerden und Löß) begründen den Ruf des Thüringer Beckens als einer der besten Agrarstandorte Deutschlands. Der Grünlandanteil in der Aue ist zu Gunsten der großschlägigen intensiven Ackernutzung durch umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen auf ca. 10 % reduziert. Gleichzeitig ist der

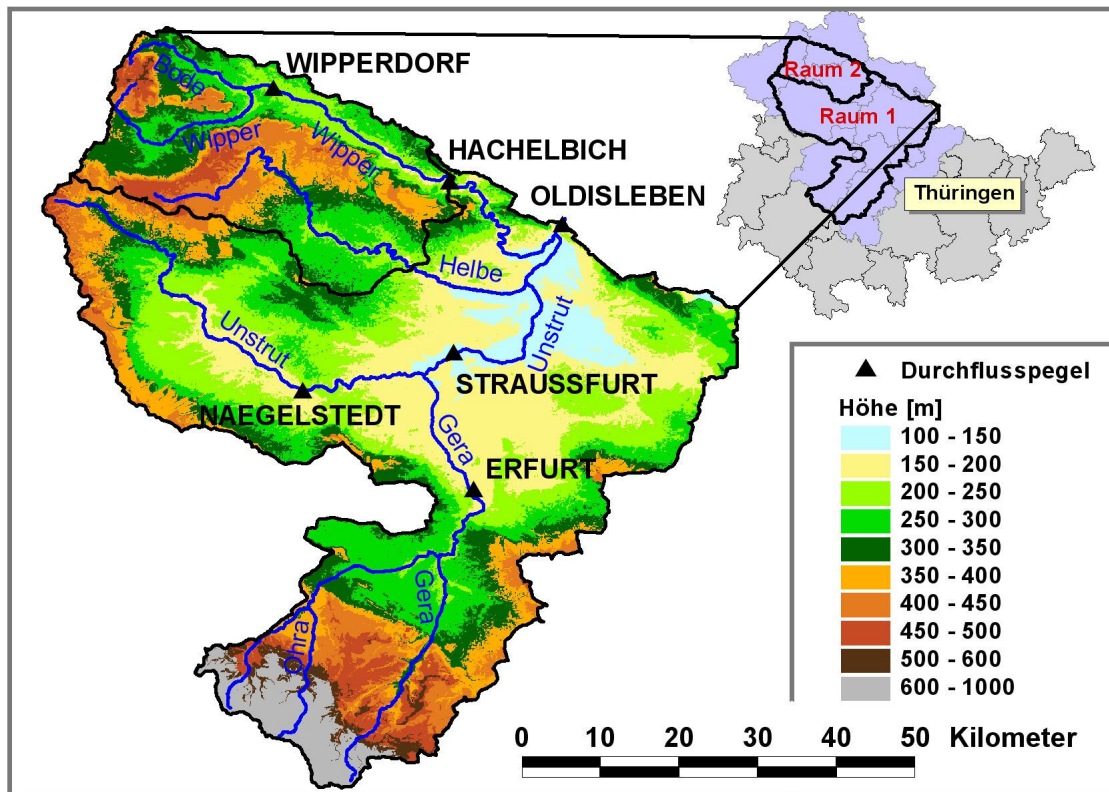


Abb. 2.1: Übersicht des Untersuchungsgebietes in Thüringen.

Gehölzanteil stark zurückgegangen, was zu einer extremen Verminderung der Artenvielfalt in diesen Bereichen führte (TLU 2000). Auentypische Biotope sind nur noch kleinräumig an den wenigen nicht regulierten Abschnitten der Unstrut zu finden. Mit fortschreitenden Regulierungsmaßnahmen der Unstrut (Laufverkürzung, Eindeichung, Rückhaltebecken, Entwässerung der Auen) wurde die ackerbauliche Nutzung immer weiter intensiviert. Heute ist die Unstrut mit ihren Nebenflüssen einer der am stärksten durch Meliorations- und Hochwasserschutzmaßnahmen anthropogen überformten Flüsse Deutschlands (TLU 2000).

Der Bearbeitungsschwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt im nördlichen Einzugsgebiet der Unstrut mit den Teileinzugsgebieten der Wipper und Bode. Es befindet sich im sogenannten Südharz-Kalirevier (SCHÜRER ET AL. 1997), das sich in Nordthüringen in einem ca. 30 km breiten Streifen südlich des Harzes in West-Ost-Richtung erstreckt. Es wird dadurch stark von bergbaubedingten Einflüssen des ausgelaufenen Kalibergbaus geprägt. In Abb. 2.2 sind die wichtigsten Haldenstandorte und Laugenstapelbecken dieser Region in ihrer geografischen Lage dargestellt. Einen bildlichen Überblick über den Flusslauf der Wipper und ihren teilweise stark unterschiedlichen Charakter zeigen die beiden Aufnahmen der Abbildung 2.3.

Für die durchzuführenden Modellierungsarbeiten wurde das Untersuchungsgebiet in zwei Untersuchungsebenen für eine genestete Vorgehensweise untergliedert:

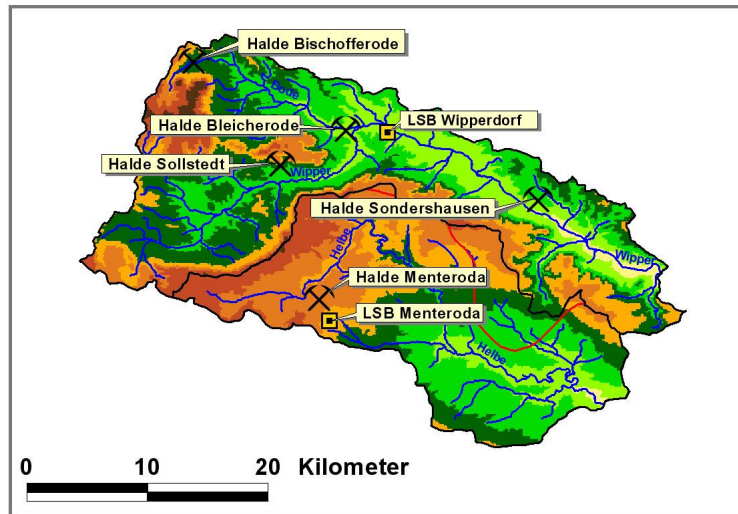


Abb. 2.2: Fokusgebiet der Wipper mit Kennzeichnung der Haldenstandorte und Laugenstapelbecken (LSB).



Abb. 2.3: Wipper bei Niedergebra (links) und bei Sondershausen (rechts); (Quelle: VOSS 2002)

1. Ebene: Untersuchungsraum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben
2. Ebene: Untersuchungsraum 2 - Fokusgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich

Die notwendigen Konzepte für die neue Salzlaststeuerung wurden innerhalb des Fokusgebietes entwickelt und anschließend auf das Gesamtgebiet übertragen. Das Gesamtgebiet übernimmt somit die Rolle eines weiteren Anwendungsgebietes. Diese Vorgehensweise spiegelt auch den Datenbestand bzgl. detaillierter Informationen der notwendigen Eingangsdaten wider, da für das Gesamtgebiet auf der 1. Ebene nur spärliche Informationen, vor allem im Hinblick auf den Stofftransport, zur Verfügung standen.

Für die Wasserhaushaltssimulationen, welche eine notwendige Voraussetzung für die

Modellierung des Stofftransportes sind, können die naturräumlichen Grundlagen auf Gesamtgebietsebene dargestellt werden. Spezifische Besonderheiten im Fokusgebiet werden sowohl im Abschnitt zur Beschreibung der Modellkonzepte der Abflusskonzentration (Kap. 4.2) wie auch bei der Darstellung der Ergebnisse zum Gebietswasserhaushalt (s. Kap. 5.2) deutlich gemacht.

Aufgrund der Tatsache, dass die Wasserhaushaltsuntersuchungen nicht im zentralen Mittelpunkt dieser Arbeit standen, werden an dieser Stelle zwar die naturräumlichen Gebietscharakteristika beschrieben, um die Grundlagen für die detaillierte Prozessanalyse und der weiteren Modellierungsarbeiten zu legen, nähere Ausführungen hierzu werden aber lediglich im Anhang geliefert (s. Anhang A). In Tabelle A.1 (s. Anhang A) werden die für die hydrologischen Modellierungsarbeiten im Untersuchungsgebiet verwendeten räumlichen Grundlagendaten im Überblick dargestellt. Hier finden sich ebenso die sich hieraus erzielten graphischen digitalen Grundlagenkarten (Anhang A Abb. A.1-A.7), die im Folgenden noch näher erläutert werden.

2.1.1 Klimatische Verhältnisse

Das Gesamtuntersuchungsgebiet gehört zum Klimabereich des südlichen Harzvorlandes und lässt sich als trocken und wintermild einstufen. Prägend für das Klima in Thüringen sind vor allem die Mittelgebirge Thüringer Wald und Schiefergebirge, Rhön und Harz, aber auch die kleineren Höhenzüge, wie der Hainich und im Norden und Nordosten Hainleite, Kyffhäuser, Finne, Schrecke und Schmücke. Alle Erhebungen führen in Luv und Lee zu typischen klimatologischen Erscheinungsbildern bei den meteorologischen Größen Lufttemperatur, Windrichtung und -geschwindigkeit, Niederschlag und Sonnenscheindauer. Die Lage der Gebirge in Thüringen mit dem dominierenden Thüringer Wald, von Nordwest nach Südost verlaufend, prägen das Thüringer Klima entscheidend. Es hebt sich dadurch von den klimatischen Bedingungen in der übrigen Mittelgebirgsregion Deutschlands stark ab (TLUG 2004).

Die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet der Unstrut zeigt deutlich die Luv- und Lee-Wirkung der umliegenden Höhenzüge. So wirken die Höhenzüge von Dün, Ohmgebirge und Hainleite für das Thüringer Becken sowie Harz und Kyffhäuser für die Unstrut-Helme-Niederung niederschlagsabweisend. Das innerthüringische Ackerhügelland mit Jahresniederschlägen zwischen 450 und 600 mm und die Unstrut-Helme-Niederung mit Gebietsniederschlägen von 450 mm (HIEKEL 1994) gehören zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands (TLU & TLG 1996). Zwischen diesem Bereich und den Höhenlagen besteht eine Niederschlagsdifferenz von ca. 700 mm/a. In den Quellgebieten der Unstrut bzw. ihrer Nebenflüsse können bei Geländehöhen von bis zu 950 m über NN (Thüringer Wald) Niederschlagsmengen von bis zu 1000 mm auftreten (STEINMÜLLER 1974, TLU & TLG 1996, TLU 2000).

Allerdings vermindert sich diese Regenschattenwirkung mit zunehmender Entfernung vom Beckenzentrum im Bereich des Unstrut-Verlaufes zu den randlich befindlichen Höhenzügen hin. So steigt die Jahresniederschlagshöhe von 520 bis 560 mm im Unstruttal auf 700 bis 800 mm in Richtung Westen zum Eichsfeld und Ohmgebirge an.

Im Südwesten wirkt sich die Höhe des Thüringer Waldes mildernd auf das Klima aus. Im Lee-Bereich dieser Höhen befindet man sich im Regenschattengebiet mit relativ geringen Jahresniederschlägen. Das Fokusgebiet gehört daher auch zum "Klimagebiet der Binnenhügel im Lee der Mittelgebirge" und gilt als kontinental (SCHMEISKY ET AL. 2000).

Mitteldeutschland wird am stärksten von meist feuchten Luftströmungen aus dem Westen beeinflusst, da die Hauptwindrichtung bei West und auch bei Nord- und Südwest liegt. Insgesamt wehen ca. 50-60 % der Winde aus westlichen Richtungen (HYDROGRAPHISCHES KARTENWERK DER DDR 1966). In Thüringen hingegen existiert weiterhin ein bis in den Raum Halle/Leipzig reichendes Regionalwindsystem, das bei Hochdruckwetterlagen auftritt und dabei durch lokale Kaltluftflüsse beeinflusst wird. Dies sind einige der spezifischen Besonderheiten des Thüringer Klimas. Hinzu kommt, dass Thüringen in einem Gebiet liegt, in dem sich atlantische, also feuchte und kontinentale, trockene Einflüsse etwa die Waage halten.

Die Jahresmitteltemperatur hängt von der Höhenlage ab und liegt zwischen 5 bis 6 °C in den Kammlagen des Thüringer Waldes und bis zu knapp 10 °C im Thüringer Becken.

Karten der mittleren Jahresniederschläge und der mittleren Temperaturverteilung für den Zeitraum 1992-2003 sind im Anhang A in den Abbildungen A.1 und A.2 dargestellt.

2.1.2 Hydrogeologie und Hydrogeographie

Hydrogeologie

Das Unstruteinzugsgebiet überdeckt in seinem thüringischen Teil die regionalgeologischen Einheiten Dün, Hainich, Ohmgebirge, Thüringer Wald, Thüringer Becken, Finne und Hermundurische Scholle. Die Unstrut selbst durchläuft hierbei zwei regionalgeologische Einheiten, das Thüringer Becken und die Hermundurische Scholle.

Das Thüringer Becken ist eine Nordwest-Südost gestreckte, flache, schüsselförmige Einmuldung und gekennzeichnet von dem umlaufenden Streichen triassischer Sedimentgesteine. Im Südwesten wird das Becken vom Thüringer Wald begrenzt, den nördlichen Rand stellt die Finne-Störung dar, die das Thüringer Becken von der Hermundurischen Scholle abgrenzt, an die sich nördlich bald darauf der Harz anschließt (WAGENBRETH ET AL. 1985). Im Westen schließen sich an das Thüringer Becken die Höhenzüge des Eichsfeldes an, das tektonisch durch den Ohmgebirgsgraben von dem Thüringer Becken getrennt wird. Im Südosten ist das Thüringer Becken durch einen breiten Buntsandsteinausstrich gekennzeichnet, der zwischen Saalfeld und Gera vom Thüringischen Schiefergebirge durch den Zechsteinausstrich begrenzt wird.

Das Thüringer Becken gliedert sich durch zahlreiche in herzynischer (NW-SE) Richtung verlaufende Störungszonen in mehrere Einzelelemente. Der Unstrutlauf durchzieht davon die Mühlhausen - Langensalzaer Teilmulde, die Teilmulde Gebesee - Stottenheim, die Weißenseer Mulde sowie die Schillingstedter Mulde (SEIDEL 1974). Dazwischen liegen Gewölbstrukturen, die sich auch in der Talform der Unstrut widerspiegeln.

Die wesentlichen stratigraphischen Elemente des Thüringer Beckens sind die Schichten der Trias (SEIDEL 1978, JORDAN ET AL. 1995). Nach SEIDEL (1978) besitzt der Buntsand-

stein eine Mächtigkeit von 540 bis 780 m. Er wird überlagert von Muschelkalk mit einer Mächtigkeit von 200 bis 290 m. Die Mächtigkeit des Muschelkalks nimmt tendenziell von Südosten nach Norden hin zu (HOPPE 1966, SEIDEL 1978). Die Gesamtmächtigkeit des darauf folgenden Keupers beträgt nach SEIDEL (1978) zwischen 470 und 640 m.

In der Einmündung des Beckens lagern übereinander die Schichten des Zechsteins, darüber die der Triaszeit und in den Flußtälern oberflächlich abgelagerte Sedimente des Quartärs. Somit streichen die geologisch älteren Schichten an den aufgewölbten Beckenrändern nach außen hin aus, so dass die tiefen Zechsteinschichten am Südrand des Harzes zu Tage treten. Dies ist auch maßgebend für die Lokalisierung der Kaliindustrie in dieser Region, da sich innerhalb des Zechsteins auch die Salzlagerstätten wiederfinden. Das zu Tage treten dieser Gesteinsschicht begünstigt die industriemäßige Förderung des Kalisalzes, da schon in geringeren Tiefen mit dem Abbau begonnen werden kann. Dies lässt sich auch der Abbildung 2.4 entnehmen.

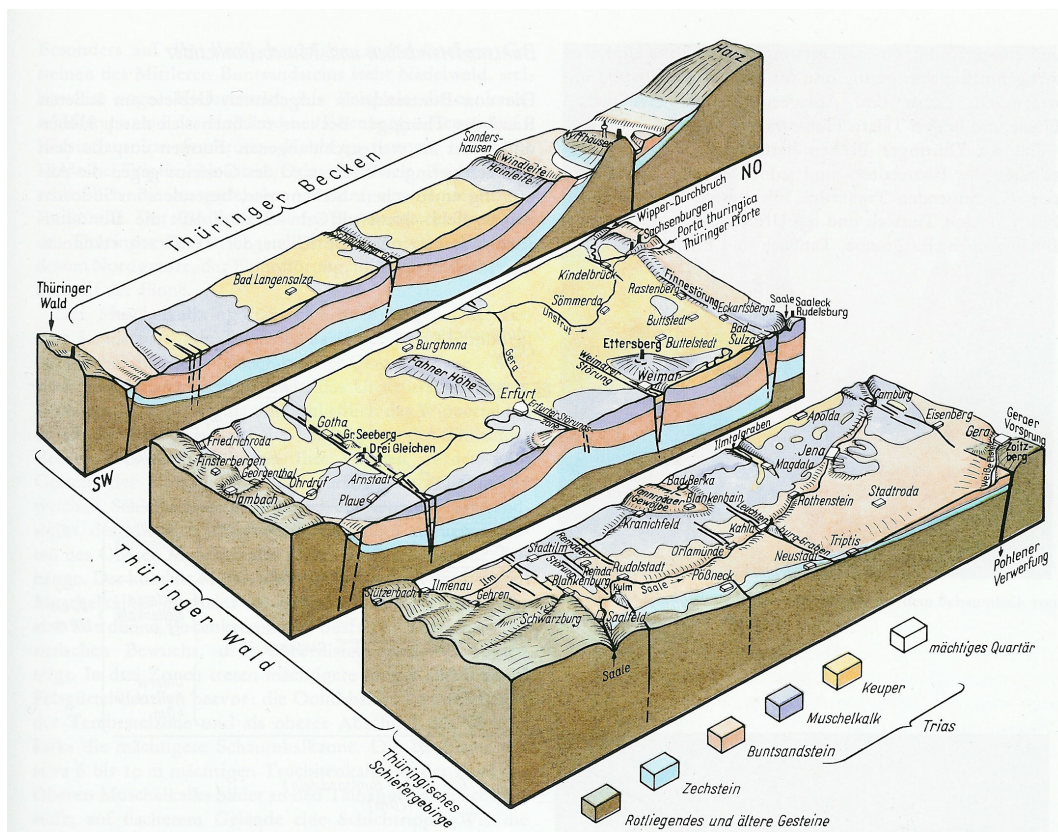


Abb. 2.4: Tektonische Schichtung im Thüringer Becken (aus WAGENBRETH ET AL. 1985); zu erkennen ist das Ausstreichen der Zechsteinschichten im Südharz (obere Teilabbildung).

Bei Oldisleben durchbricht das Unstruttal in einem relativ engen Durchbruchstal die Buntsandstein- und Muschelkalkschichten entlang der NW-SE verlaufenden Finnefaltung und erreicht danach den Bereich der Hermundurischen Scholle.

Das Teileinzugsgebiet der Wipper liegt ebenfalls im Gebiet der Hermundurischen Scholle, wobei die Wipper und deren Zufluss Bode im Ohmgebirge entspringen. Sie folgen in ihren Läufen den herzynisch streichenden, tektonischen Hauptrichtungen und haben sich mit ihren Tälern in die Schichten des oberen und mittleren Buntsandstein eingeschnitten, so dass südlich des Wippertals begrenzt durch die Muschelkalkhöhenzüge von Dün und Hainleite die oberirdische Einzugsgebietsgrenze zum Unstruteinzugsgebiet im engeren Sinne verläuft.

Der südliche Teil des Unstruteinzugsgebietes ist durch das Einzugsgebiet der Gera geprägt. Die Quellgebiete der Gerazufüsse liegen im Thüringer Wald, der überwiegend durch Rotliegendes oder älteren Gesteinsschichten geprägt ist. Bei Arnstadt tritt die Gera in das Thüringer Becken ein und vereinigt sich südlich von Erfurt mit der Apfelstädt. Weitere Informationen und umfangreiches Kartenmaterial findet sich in WAGENBRETH ET AL. (1985), TLB (1994), SOMMER ET AL. (2003) und im Anhang A dieser Arbeit (s. Abb. A.3).

Hydrogeographie

Die hydrologische Situation im Einzugsgebiet der Unstrut wird in hohem Maße durch die komplexe hydrogeologische Ausprägung des Untergrundes beeinflusst. Dies äußert sich beispielsweise in der Ausprägung des Gewässernetzes (vgl. Karte A.3 und Karte A.4). Der Vergleich des Gewässernetzes mit der Karte der hydrologischen Gesteinseinheiten zeigt, dass die Muschelkalkhochflächen sehr wenige oberirdische Gewässerläufe aufweisen, da in diesen Bereichen der gebildete Abfluss teilweise unterirdisch abfließt (KRAUSE 2001).

Die Unstrut durchfließt das Thüringer Becken nahezu S-förmig von West nach Ost (RIESE 1993, HIEKEL 1994), nachdem sie die östlichen Ausläufer des Düns verlassen hat und bevor sie zwischen Oldisleben und Heldrungen den Höhenzug von Hoher Schrecke-Schmücke-Finne durchbricht. Bei Artern, dem nördlichsten Punkt des Unstrutlaufes, biegt der Fluss in Richtung Südosten ab und verläuft weiter in der Helme-Unstrut-Niederung. Bei Memleben (Sachsen-Anhalt) durchbricht die Unstrut mit einer Talverengung das Nordost-Thüringische-Plateauland, um danach in das Unstrut-Saale-Plateauland einzutreten, wo sie bei Naumburg nach einer Lauflänge von 189 km links in die Saale, einem der Hauptnebenflüsse der Elbe, mündet (STEINMÜLLER 1974, RIESE 1993).

Nach der naturräumlichen Gliederung lässt sich der Abschnitt der Unstrut von der Quelle bis zur Einmündung der Gera oberhalb von Straußfurt dem Oberlauf zuordnen (BAUER 1952). Aufgrund der Gefälleverhältnisse und der Geomorphologie sollte als Oberlauf jedoch nur der Abschnitt von der Quelle bis Mühlhausen definiert werden, da oberhalb von Mühlhausen die Unstrut die Muschelkalk-Umrandung verläßt und in das Keuper-Becken eintritt (SOMMER ET AL. 2002). Zum Mittellauf wird der Abschnitt bis Sachsenburg (Zufluß der Wipper) gerechnet. Der Unterlauf reicht von Sachsenburg bis zur Einmündung in die Saale.

Die Ausweisung von Teileinzugsgebieten wie auch der Fließgewässer wurde direkt aus dem Höhenmodell (DHM) abgeleitet (s. KLÖCKING ET AL. 2002). Aus dem DHM wurde mittels verschiedener Schwellenwerte eine Teileinzugsgebietskarte generiert, die eine exakte Zuordnung der Teileinzugsgebiete zu den Fließgewässerabschnitten und den in der

Modellierung verwendeten Durchflusspegeln gewährleistet. Die Hydrographie der Unstrut ist den naturräumlichen Gegebenheiten angepasst und kann hiernach in insgesamt 722 Teileinzugsgebiete untergliedert werden (s. Anhang A Abb. A.4). Für die Wipper im Norden des Einzugsgebietes kann eine Untergliederung in insgesamt 97 (bzw. bei Betrachtung des unterirdischen Einzugsgebietes in 147) Teileinzugsgebiete vorgenommen werden.

2.1.3 Böden und Grundwasserflurabstände

Böden

Die im Untersuchungsgebiet auftretenden Bodenformationen beeinflussen die hydrologischen Prozesse maßgeblich. Die Bodenlandschaft wird im Wesentlichen durch die vorhandenen Ausgangsgesteine und deren Verwitterung geprägt. Ferner spielen pleistozäne Ablagerungen (Löß) eine Rolle.

Als großräumige Bodenformen lassen sich für das Untersuchungsgebiet 1 die folgenden Bodenlandschaften aufzählen (TLUG 1997, SCHMIDT 2002):

1. Bodenlandschaften paläozoischer und vorpaläozoischer Grundgebirge und Schiefergebirge,
2. Bodenlandschaften mesozoischer Berg- und Hügelländer,
3. Bodenlandschaften mesozoischer Schichtstufen und Kalkplatten,
4. Bodenlandschaften lößbeeinflusster mesozoischer Hügelländer und Lößböden,
5. Bodenlandschaften der Terrassenebenen, Niederungen und Flussauen.

Der für die in dieser Arbeit zur Verfügung stehenden Bodenübersichtskarte (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Weimar (TLUG), Maßstab 1: 100.000 (BÜK100)) wurden Leitbodenprofile durch die TLUG zugeordnet, die sich wie nachstehend grob zusammenfassen lassen in:

- Braunerde, Parabraunerde, Podsol;
- Rendzina, Pararendzina, Pelosol;
- Tschernosem;
- Auenböden, Gleye.

Ein Überblick über die räumliche Verteilung und Aggregation dieser Leitbodentypen ist in Anhang A Abb. A.5 gegeben. Die Bodenlandschaft (3) nimmt den größten Anteil im Untersuchungsgebiet ein, gefolgt von den Formationen (4) und (2). Flächenmäßig geringer vertreten, aber dafür bänderförmig weit verzweigt und über das gesamte Becken verstreut

ist die Auenbodenlandschaft (5). Meist treten Böden mit lehmigen bis tonigen Bodenarten auf. Die Böden mit der größten Verbreitung sind die unterschiedlichen Formen der Braunerden. Weitere deutliche Flächenanteile besitzen die Tschernoseme, die vor allem im Zentralbereich des Thüringer Beckens auftreten.

Im Untersuchungsraum 2 dagegen dominieren die Bodenlandschaften (2) und (3). Besonders um die betrachteten Haldenstandorte bewirken die anstehenden Buntsandsteinschichten einen hohen Flächenanteil der Bodenlandschaft (2). Den größten Bereich nehmen also die aus dem Mittleren Buntsandstein hervorgegangenen Leitbodentypen wie Braunerden, Parabraunerden und Pseudogley-Braunerden ein. Auf den Muschelkalklagen der Höhenzüge und Zeugenberge finden sich Rendzinen und deren Mischformen (Bodenlandschaft (3)). Zum Teil existieren Flächen mit Löß- und Lößderivat-Überdeckung. Entlang der Flussläufe in den größeren Tälern, jedoch flächenmäßig eng begrenzt, erstrecken sich meist bänderförmig und oberflächlich pleistozäne und holozäne Talsedimente, die im Quartär abgelagert wurden. Dies sind Kiese, Sande und Lehme, aus denen allochthone braune Auenböden hervorgehen. Vor allem an den Hängen der Muschelkalk-Höhenzüge finden sich auf den meist schmalen Ausstrichzonen des Röts (Oberer Buntsandstein) braune, violette und graue Mergel- und Mergeltonsteine, aus denen sich Schutttrendzina, Pararendzina und Pelosol bilden. Unterhalb der Muschelkalk-Steilstufen ist der Boden dann skelettreich (Kalksteinschutt) und besteht aus tonigen und schluffigen Lehmen über Ton, Tonböden aus flach- bis mittelgründigen Schutten und Fließerden über bzw. aus Rötton und -mergel.

Mit dem Bearbeitungsstand 5/2001 deckt die BÜK100 das gesamte Untersuchungsgebiet bis auf Teile im ehemaligen Landkreis Artern und in Sachsen-Anhalt ab. Diesen Flächen wurden die Bodeninformation der BÜK1000 (Bodendatenbasis für die makroskaligen Untersuchungen im Deutschen Einzugsgebiet der Elbe) zugeordnet. Hierbei wird auf die Nutzung der Datenbasis hingewiesen, die in dem BMBF-Projekt *GLOWA-Elbe* erarbeitet wurde (WECHSUNG ET AL. 2004 bzw. KLÖCKING ET AL. 2004).

Grundwasserflurabstände

Aufgrund der Bodenarten kann das Einzugsgebiet der Unstrut als insgesamt günstig hinsichtlich der Wasserspeicherkapazität eingestuft werden. Die Informationen über den mittleren Grundwasserflurabstand stellen eine weitere wesentliche Eingangsinformation bei der hydrologischen Modellierung dar. Aus einem niedrig aufgelösten Isolinienplan für die Geländehöhen (M1:200000) und für die Grundwasseroberfläche (M1:500000) wurde dafür mit Hilfe eines Geoinformationssystems (GIS) ein deckungsgleiches Rastermodell der Gelände- und der Grundwasseroberfläche (250 x 250 m) erzeugt. Anschließend wurde aus der Differenz der Höhen aus diesen beiden Rastermodellen ein mittlerer Grundwasserflurabstand für jedes einzelne Rasterelement berechnet, so dass am Ende ein flächendeckendes Rastermodell zur Verfügung stand (s. a. KLÖCKING ET AL. 2004). Dieses wurde für die weiteren Betrachtungen in fünf Grundwasserflurabstandsklassen eingeteilt. Die Informationen der digitalen Karte weisen jedoch große Bereiche mit fehlenden Grundwasserflurabständen auf, so dass diese lediglich entsprechend ihrer Bodencharakteristik und ihrer topographischen Lage abgeleitet werden konnten. Für den Untersuchungsraum 2 wurden die Grundwas-

serflurabstände durch stationäre Grundwassermodellierungen vom Dresdner Grundwasser Forschungszentrum (DGFZ; s. DGFZ 2005) detailliert ausgewiesen und mit der oben beschriebenen Grundlagenkarte verschnitten. Das Ergebnis dieser Verschneidungen zeigt die Abbildung A.6 in Anhang A. Somit ergaben sich die in Tabelle 2.1 dargestellten Flächenanteile in den verschiedenen Abstandsklassen. Auffallend ist der hohe Flächenanteil von 49 % in der Klasse 2, welcher sich jedoch mit der ungenügenden Grundlageninformation erklären lässt. Hierzu zählen vor allem die Bereiche im Oberlauf der Gera und Apfelstädt also in ihren Ursprungsgebieten im Thüringer Wald. Hier sind höhere Grundwasserflurabstände zu erwarten.

Tab. 2.1: Anteile der für das Untersuchungsgebiet bis zum Auslasspegel Oldisleben ausgewiesenen Grundwasserflurabstandsklassen.

Klasse	Bereich [cm]	Flächenanteil [%]
1	0-100	3,7
2	100-200	49,0
3	200-500	19,0
4	500-1000	13,6
5	> 1000	14,7

2.1.4 Landnutzung

Der Landschaftswasserhaushalt wird in erheblichen Maße durch die Typen der vorhandenen Landnutzung oder -bedeckung beeinflusst. Im allgemeinen nimmt die Höhe der jährlichen Gebietsverdunstung bei sonst gleichen Standortbedingungen in der Reihenfolge versiegelte Flächen ► Ackerland ► Grünland ► Wald zu. Da die CIR-Biotoptypenkartierung (Quelle: TLUG) wegen ihrer feinen Aufschlüsselung der einzelnen Biotope für mesoskalige Modellierungen nicht geeignet ist, muss eine Aggregation zu einer verarbeitbaren Anzahl von Landnutzungsklassen erfolgen, um den Anforderungen der mesoskaligen Modellierung gerecht zu werden.

Diese Klassifizierung erfolgt auf der Grundlage folgender Attribute der Ausgangskarte:

- Biotop/Nutzung;
- Art/Ausprägung;
- Bedeckung;
- Sonderstandorte.

Für weitere Einzelheiten in der Bearbeitung des CIR-Datensatzes sei auf KLÖCKING ET AL. (2002) verwiesen. Abbildung 2.5 weist die Flächenanteile der im Untersuchungsgebiet vorhandenen und ausgewiesenen Landnutzungsklassen an der jeweiligen Gesamtfläche aus. Mit fast 59 % ist die Landnutzung im Unstrut-Einzugsgebiet von Ackerland dominiert und wird somit dem Ruf des "innerthüringischen Ackerhügellandes" (HIEKEL 1994) gerecht. Rechnet man das Grünland mit 12,5 % Flächenanteil hinzu, wird ersichtlich, dass fast 2/3 der Fläche des Unstrut-Einzugsgebietes bis zum Pegel Nängelstedt landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen. Wald stellt mit etwa 20 % ebenfalls einen beachtlichen Beitrag an der Gesamtfläche (s. Abb.2.5). Für das hydrologische Geschehen im Einzugsgebiet sind die in Flächenanteilen mit lediglich 0,4 % ausgewiesenen Wasserflächen von erheblicher Bedeutung, da es sich hierbei vornehmlich um die Hochwasserrückhaltebecken handelt, wobei dem Becken Straußfurt (RHB Straußfurt) aufgrund seines Retentionsvermögens die zentrale Rolle zukommt. Eine räumliche zusammenfassende Darstellung der verschiedenen Landnutzungstypen findet sich im Anhang A (Abb. A.7).

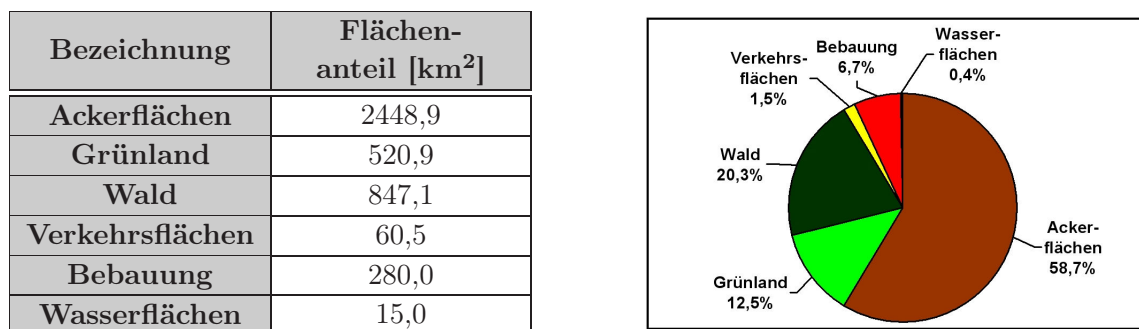


Abb. 2.5: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche.

2.2 Weitere Anforderungen an die Datengrundlage

Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit hoher zeitlicher Auflösung werden über die oben angegebenen Daten hinaus räumlich verteilte dynamische Werte für den Niederschlag und die Verdunstung benötigt. Bei einem auszuwertenden Simulationszeitraum von 1992-2003 und einer Zeitschrittweite der Berechnungen von einem Tag ist es sinnvoll, diese Größen dynamisch, flächendetailliert bereitzustellen. Ein Überblick der dafür notwendigen und zur Verfügung stehenden Zeitreihendaten und deren Quellenangabe ist in Tabelle 2.2 gegeben. Zusätzlich zu den Angaben für die hydrologischen Modellierungsarbeiten sind auch die Quellenangaben für die Salzeintragsbedingungen mit angeführt, welche eine wichtige Voraussetzung für die Stofftransportmodellierung darstellt. Detaillierte Betrachtungen zu den Salzeintragsbedingungen werden in Abschnitt 3.3 gegeben.

Die meteorologischen Verhältnisse sind die wesentliche Triebkraft hydrologischer Prozesse und spielen bei der Berechnung von Wasserhaushaltsgrößen eine entscheidende Rolle. Für die Anwendung des Modells ArcEGMO auf Tagesschrittbasis sind meteorologische

Tab. 2.2: Überblick über die verfügbaren hydraulischen Gewässerdaten und der sonstigen Messreihen sowohl für die hydrologische Modellierung als auch für die Stofftransportmodellierung.

Messreihe / Datensatz	Beschreibung	Quelle
Durchfluss und Wasserstandsmessungen	tägl. Pegelmesswerte (48 Stationen)	TLUG
Klimadaten	tägl. Niederschlagswerte (134 Stationen bzw. 107 Stationen)	DWD 1992-2000 2001-2003
	tägl. Klimadaten (43 Stationen bzw. 15 Stationen)	PIK (1992-2000) DWD (2001-2003)
Steuerregime der Talsperren, Wasserentnahmen bzw. -einleitungen	Bewirtschaftungspläne (3 Speicher), Kläranlagen (Jahresmengen)	TLUG
hydraulische Profilinformatio- nen	hydraulische Gewässer- informationen entlang der Hauptgewässer- stränge der Unstrut bzw. Bode/Wipper	TLUG
Salzeintrag LSB	tägl. Abstoßmengen	K-UTEC
geogene u. sonstige anthropoge- ne Salzeinträge	monatl. Frachtangaben	DGFZ

TLUG = Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Weimar

DWD = Deutscher Wetterdienst

PIK = Potsdam Institut für Klimafolgenforschung

K-UTEC = Kali-Umwelttechnik GmbH Sondershausen

DGFZ = Dresdener Grundwasserforschungszentrum e.V.

Zeitreihen mit einer entsprechenden Auflösung notwendig. Hochaufgelöste Wasserhaushaltsberechnungen (zeitlich und räumlich) verlangen eine möglichst große Dichte an Klima- und Niederschlagstationen, um zu belastbaren Aussagen bzgl. der berechneten Wasserhaushaltsgrößen zu kommen. Die Verteilung der ausgewählten 134 Niederschlagstationen und 43 Klimastationen ist der Abbildung 2.6a) zu entnehmen. Dabei werden auch außerhalb des Untersuchungsraumes befindliche Stationen herangezogen, was den Anforderungen des für die räumliche Interpolation aller Klimavariablen verwendeten Interpolationsverfahrens Rechnung trägt.

Für die Validierung des Modells bzgl. des Durchflussregimes im Fließgewässer stehen

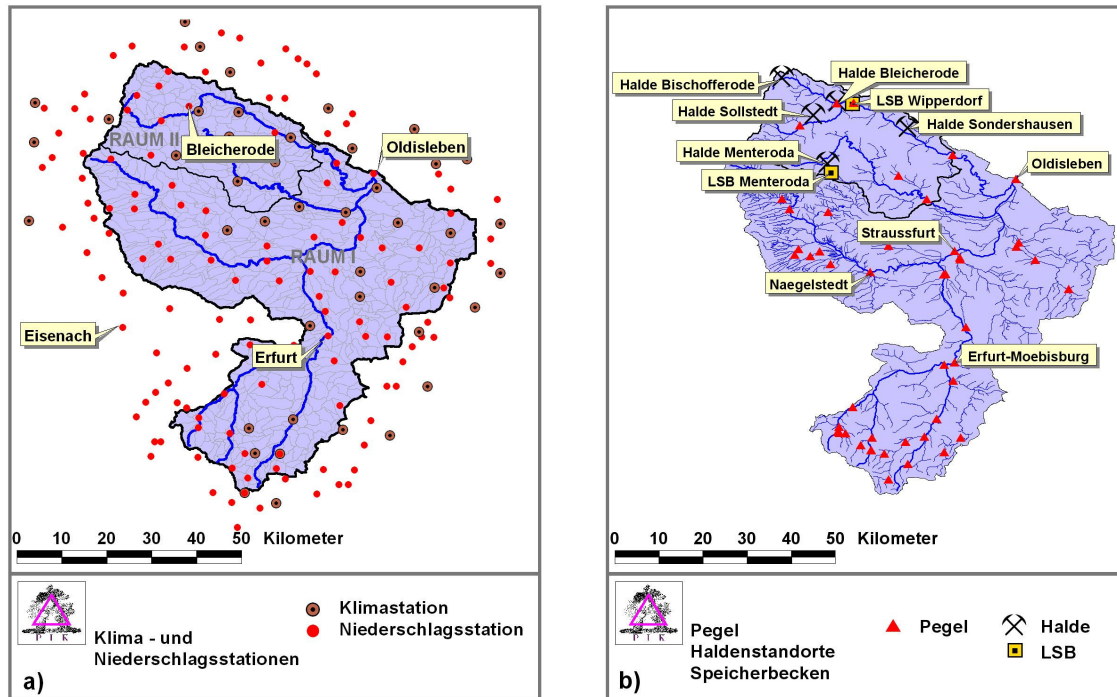


Abb. 2.6: a) Überblick der Klima- und Niederschlagsstationen, die für die Simulationsrechnungen herangezogen wurden; b) Überblick der Pegelstandorte, Halden und Laugenstapelbecken (LSB) im Untersuchungsgebiet

zudem Pegelmesswerte von insgesamt 48 Stationen zur Verfügung. Die Pegel der zur Verfügung stehenden täglichen Messwerte sind in Abbildung 2.6b) räumlich dargestellt. Gleichfalls liefert die Abbildung 2.6b) einen Überblick über die im Raum 2 gelegenen Kali-Halden und Laugenstapelbecken (LSB), welche für die Salzlaststeuerung und der entsprechend zu entwickelnden Tools zur Salzlaststeuerung im Modell ArcEGMO im Bereich der Wipper von entscheidender Bedeutung sind. Für die Parametrisierung der im Kapitel 4 beschriebenen Modellansätze sowohl zur Durchflussmodellierung (s. Kap. 4.3) als auch zur Stofftransportmodellierung (s. Kap. 4.4) sind weiterhin Profillinieninformationen für die einzelnen Gewässerabschnitte bereitzustellen. Diese lagen jedoch nicht für alle Gewässerabschnitte innerhalb des Untersuchungsgebietes vor, wie man der Abbildung 2.7 entnehmen kann. Lediglich entlang der Hauptgewässerstränge der Unstrut bzw. der Bode/Wipper konnten die benötigten hydraulischen Parameter zur Verfügung gestellt werden.

Bei der Modellanwendung wird eine Einteilung des gesamten Simulationszeitraumes in eine Kalibrierungs- und Validierungsphase vorgenommen, welche sich aus den unterschiedlichen Datenquellen bzgl. der klimatischen Daten (s. Tab. 2.2) ableiten lässt. Wie in Kapitel 4.2 noch beschrieben wird, erfolgt die Berechnung der potentiellen Verdunstung für den Wasserhaushalt nach dem Turc/Ivanov-Verfahren (DVWK 1996, korrigiert nach KOITZSCH ET AL. 1990). Dies erfordert die Angabe der Globalstrahlung, die als direkte Datengröße nur für den PIK-Datensatz (GERSTENGABE ET AL. 2005) zur Verfügung stand

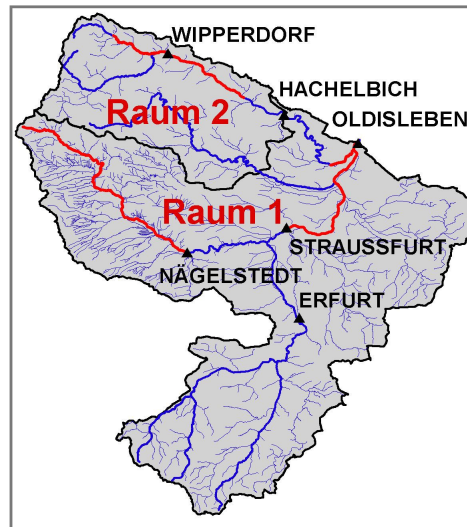


Abb. 2.7: Vorliegende Profilinformatoren für das Gewässernetz im Einzugsgebiet der Unstrut (im Bild rot markiert).

(Periode 1992-2000). Da im DWD-Datensatz nur die Sonnenscheindauer angegeben wurde, verlangt dies zunächst eine Abschätzung der Globalstrahlung aus der Sonnenscheindauer, bevor die potentielle Verdunstung berechnet werden kann (Periode 2001-2003). Somit ergibt sich:

- Kalibrierungsphase: 1992-2000,
- Validierungsphase: 2001-2003.

Kapitel 3

Prozessanalyse und Modellierungsmöglichkeiten

Aufgrund der hohen Salzbelastung der Unstrut bzw. ihrer Nebenflüsse, bedingt durch den schon seit Jahrzehnten ansässigen Kaliabbau im "Südharz-Kalirevier" (SCHÜRER ET AL. 1997), wird der Fokus dieser Arbeit auf die Stofftransportmodellierung im Fließgewässer, speziell auf die Salzfrachten, gelegt. Neben den natürlichen Salzeinträgen gelangt über die Wipper ein hoher anthropogener Salzanteil in das Flusssystem.

Der Salzgehalt gilt als ein wesentlicher ökologischer Faktor für die Fließgewässer (ZIEMANN 1967, SCHÖNBORN 1992). Dabei stellt das Chlorid-Ion (Cl^-) für die Gewässerbelastung sowie für die Fischverträglichkeit einen Leitparameter dar (VÖLKELE ET AL. 1993). Es lässt sich wegen seiner Eigenschaften als Ion sehr gut über die elektrische Leitfähigkeit nachweisen (ZIEMANN 1995, K-UTEC 1997).

Die Wirkung des Salzgehaltes beruht sowohl auf der Erhöhung des osmotischen Wertes als auch auf der Toxizität spezieller Ionen. Auch bei Fischtests mit Kaliabwässern wurde eine entscheidende Erhöhung der toxischen Wirkung beobachtet (ZIEMANN 1995). Unterschiedliche Korrelationen zwischen Schadwirkung und Chloridgehalt sind vor allem auf die spezifische Ionenwirkung und die unterschiedliche Zusammensetzung verschiedener Ionenkonzentration zurückzuführen. Störungen durch Salze in der Süßwasserbiozönose setzen bereits bei >500 mg/l Chlorid ein. Fischnährtiere in unseren Gewässern in differenzierten Formen verschwinden. Die Flussmuschel und die Wasserassel werden bei >1000 mg/l dezimiert. Bei weiter ansteigender Versalzung werden die Fischvorkommen durch Erkrankungen beeinträchtigt. Tabelle 3.1 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Grad der Versalzung und seiner ökologischen Wirkung (aus ARGE WESER 1993).

Als parameterkonkrete Annäherung an die nach EU-WRRL erforderlichen Vorgaben zum guten chemischen Zustand für die Fließgewässer hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998 Zielvorgaben und Bewertungskriterien für die stoffbezogene chemische Gütebewertung erarbeitet (LAWA 1998; s. Tab. 3.2). Zusammen mit den Angaben aus Tabelle 3.1 kann dies als Richtlinie für eine Bewertung der Modellierungsergebnisse dieser Arbeit gelten.

Zuvor soll jedoch eine generelle Einführung in die Problematik der Salzlaststeuerung

KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN

Tab. 3.1: Beeinträchtigung der Biozönose in Abhängigkeit von der Versalzung im Fließgewässer (nach ARGE WESER 1993).

Chlorid [mg/l]	Salze [mg/l]	Bewertung
100	188	Bäche, Flüsse, Seen
< 222	400	Grenzwert für Trinkwasser
> 500	900	1. biologische Störungsschwelle (Salzgeschmack beginnt)
< 1000	1800	2. noch störungsarm
> 1000	1800	3. Beeinträchtigung vieler autochtoner Lebewesen
1670	3000	Grenzwert für oligohaline Süßwasserorganismen
2000	3600	4. biologisch gestörter Bereich (starke Entwicklung niederer Pflanzen)
< 3000	5400	5. Fischerkrankungen nehmen zu
> 3000	5400	6. schleichendes Fischsterben (Fische verenden am Boden)
4444	8000	Grenzwert für meiomesoohaline Süßwasserorganismen
5000	9000	8. Ostsee vor Darßer Schwelle
> 5000	9000	9. Verödungszone der Süßwasserorganismen
18333	33000	10. Meer, Nordsee

Tab. 3.2: LAWA-Güteklassifizierung bzgl. der Chloridbelastung (nach LAWA 1998; mit entsprechend farblicher Kennzeichnung der einzelnen Güteklassen).

LAWA-Güteklassen	90.-Perzentil [mg/l]	Beschreibung
I	≤25	anthropogen unbelastet
I-II	≤50	sehr geringe Belastung
II	≤100	mäßige Belastung
II-III	≤200	deutliche Belastung
III	≤400	erhöhte Belastung
III-IV	≤800	hohe Belastung
IV	>800	sehr hohe Belastung

in Thüringen gegeben und das der bisherigen Steuerung zugrunde liegende Mess- und Kontrollsystem erläutert werden. Im Hinblick auf die notwendige Qualifizierung des Salzlaststeuerkonzeptes in der Wipper ist es wichtig, die Eintragspfade für die salzhaltigen Wässer genau zu untersuchen und in einer detaillierten Prozessanalyse darzustellen. Mit dem Stand der Forschung, sowohl für die flächendifferenzierte hydrologische Modellierung als auch für die Stofftransportmodellierung im Gerinne, soll im Abschluss dieses Kapitels die Vorgehensweise bei den hier durchgeführten Modellierungsarbeiten herausgestellt werden.

3.1 Salzlaststeuerung in Thüringen

Während der bis zu 100-jährigen Kaliförderung und -verarbeitung in Nordthüringen sind die kleinen Vorfluter Wipper und Bode ständig für die Ableitung der Produktionsabwässer genutzt worden. Dies hatte auch Auswirkungen auf die Unstrut und die Saale mit entsprechend hohen Mineralsalzgehalten. Neben der negativen Wirkung für Fauna und Flora wurde auch die wasserwirtschaftliche Nutzung des Flusssysteme beeinträchtigt. Die Nutzungsqualität des für kommunale und industrielle Zwecke genutzten Wassers wurde derart nachteilig beeinflusst, dass bereits 1963 die in Deutschland einmalige Salzlaststeuerung für das Vorflutersystem Bode → Wipper → Unstrut → Saale eingeführt wurde (SCHRAMM ET AL. 2002, THEILE 1996, SCHRAMM ET AL. 1992). Das Funktionsprinzip der Steuerung bestand in der Realisierung eines den hydrologischen Verhältnissen angepassten Salzlastabstoßes durch die Kaliwerke und der kontrollierten Zufuhr von Talsperrenwasser aus der oberen Saale. Eine schematische Übersicht des Gesamtsystems findet sich in der Darstellung der Abbildung 3.1.

Durch das Zuschusswasser der im Oberlauf der Saale liegenden Talsperren konnte die Wasserqualität der mittleren Saale gewährleistet werden. Die Einhaltung des gesetzten Steuerzieles von 40° dH und 470 Chlorid mg/l am Saalequerschnitt Leuna-Daspig war aber nur möglich, weil die Salztransportzeiten der Unstrut im Vergleich zu den Fließzeiten der Zuschusswässer der Talsperren länger waren. Nach AURADA (1992) betrug die Fließzeit der salzhaltigen Abwässer 40-180 h, während die Fließzeit des Talsperrenwassers bis zur Unstrutmündung lediglich 24-40 h betrug.

Durch die 1990 begonnene Stilllegung der Kaliwerke Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt, Sondershausen und Volkenroda haben sich die Salzeintragsbedingungen grundlegend geändert. Sie sind gekennzeichnet durch den Wegfall von produktionsbedingt abzustoßenden salzhaltigen Abwässern. Somit konnte in den Jahren 1996 und 1997 eine Steuerung der mineralischen Belastung der Saale durch Zuschusswasser aus den Saaletalsperren entfallen. Da auch im Jahr 1998 keine Grenzwertüberschreitungen am Systemausgang in Leuna-Daspig festzustellen waren, wurde die aufwendige Salzlaststeuerung der Saale Ende 1998 durch das Landesamt Sachsen-Anhalt (LAU) eingestellt (KRETSCHMAR 1999).

Für das Flusssystem Bode-Wipper wurde am Pegel Hachelbich bis heute eine Teil-Salzlaststeuerung durchgeführt (s.a. Abb. 3.1). Das früher allein angewandte Prinzip der großräumigen Härtebelaststeuerung konnte aufgrund der neuen Einleitungsbedingungen nach

KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN

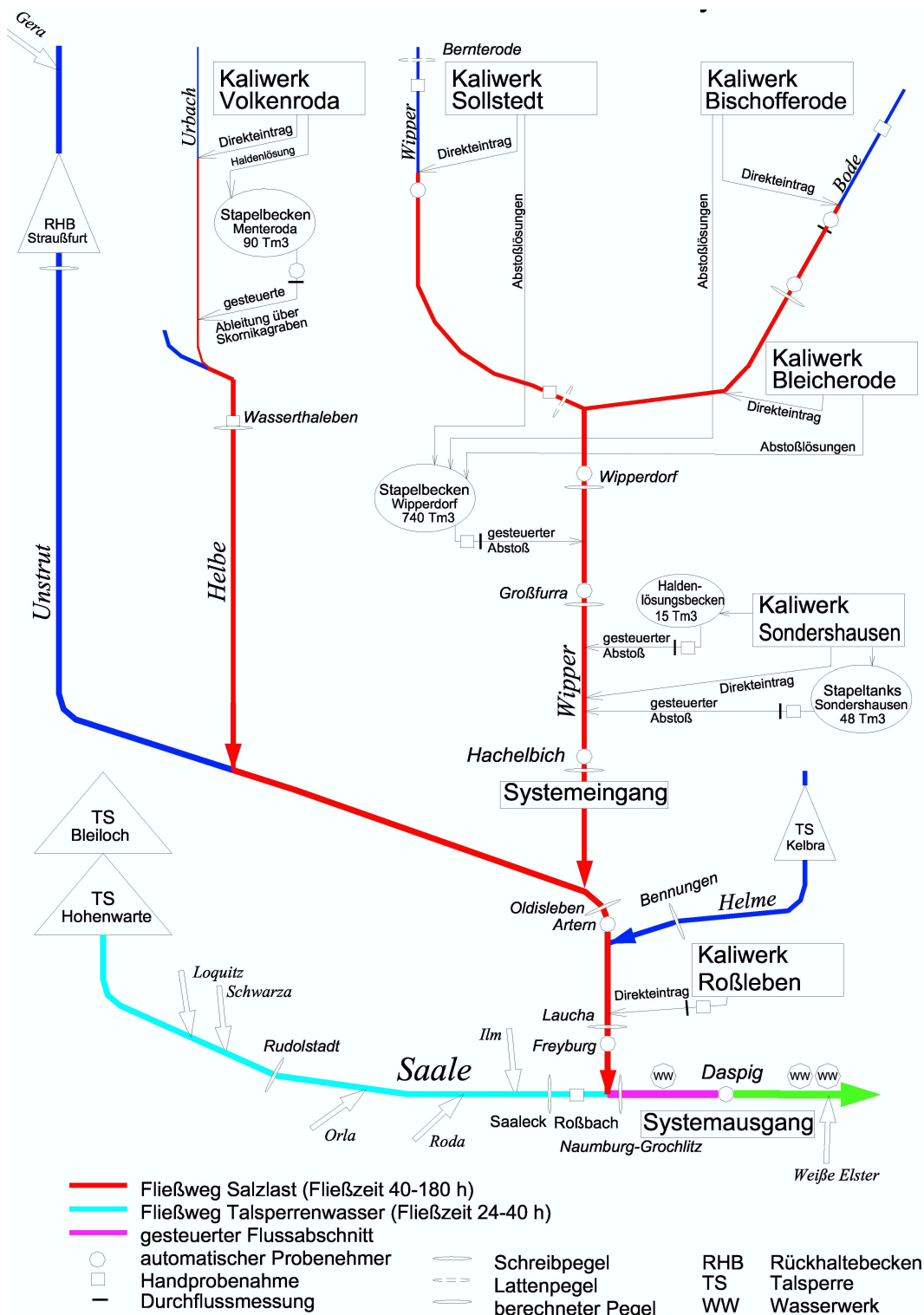


Abb. 3.1: System der Salzlaststeuerung bis 1998 (Quelle: Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH (GVV); aus SOMMER ET AL. 2003).

dem Rückgang der bergbaulichen Produktion im Südharz-Kalirevier durch eine Chloridkonzentrationssteuerung abgelöst werden (VÖLKE ET AL. 1993). Als Steuerkriterium der Salzfrachten war nun nicht mehr allein die Wasserqualität der mittleren Saale entscheidend, sondern die Wiederherstellung der Fischverträglichkeit in Wipper und Bode rückten in den Mittelpunkt des Steuerinteresses (SCHMEISKY ET AL. 2000, VÖLKE ET AL. 1993). Unter Berücksichtigung der aktuellen hydrologischen und hydrochemischen Verhältnisse wurde versucht, einen vorgegebenen Grenzwert von 2 g/l in Hachelbich durch gezieltes Einspeisen von salzhaltigen Wässern aus den Lösungsstapelbecken Wipperdorf und Sondershausen nicht zu überschreiten (SCHÜRER 1997, SCHRAMM ET AL. 2002, MÖHRSTEDT 2003), wobei dem Becken in Sondershausen eine eher untergeordnete Rolle aufgrund seines geringen Fassungsvermögens zuzuschreiben ist.

Diese Teilsteuering basiert auf reinen Bilanzbetrachtungen auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich. Sie leitet den gesteuerten Eintrag aus den kontinuierlich erfassten Daten der Vorfluter- und Abstoßkontrolle (s.a. Kap. 3.2) sowie der prognostizierten Lasteinträge unter Berücksichtigung der zwischen den Kontrollpegeln herrschenden Fließzeiten ab. Der Lastzuwachs auf der Steuerstrecke sowie die Fließzeiten werden hierbei direkt aus einem funktionalen Zusammenhang zum gemessenen Abfluss in Hachelbich berechnet (VÖLKE ET AL. 1993). Gerade die Ableitung dieser funktionalen Abhängigkeiten ist als ein wesentlicher Schwachpunkt der noch praktizierten Teil-Salzlaststeuerung anzusehen, da die rein mathematischen Zusammenhänge nur ungenügend zu belegen sind und ständigen Kontrollen bzw. Anpassungen unterliegen (VÖLKE 1993, SCHÜRER 1995, SCHÜRER 1997, MÖHRSTEDT 2003). Die Defizite dieser Steuerung liegen klar auf der Hand, da weder die hydrologischen noch die hydrochemischen Bedingungen des gesamten Einzugsgebietes der Wipper bis zum Pegel Hachelbich vollständig erfasst werden.

Der Ansatz, die Steuerung auf der Grundlage einer flächenhaften, hydrologischen Modellierung im Zusammenhang mit den einhergehenden Stofftransportprozessen sowohl in der Fläche als auch im Fließgewässer aufzubauen, gilt somit als sehr innovativ. Die Erarbeitung des hier vorgestellten Management-Tools kann außerdem auch die operationelle Salzlaststeuerung deutlich verbessern.

Langfristig gesehen muss es aufgrund veränderter Salzeintragsbedingungen in die Vorfluter das erklärte Ziel sein, möglichst eine ökologisch gut verträgliche Salzfrachtsteuerung durchzuführen bspw. mit Grenzwerten unter der Marke für oligohaline Süßwasserorganismen ($<1670 \text{ mg/l Cl}^-$ s. Tab. 3.1). Mit einem Steuerziel von 1,5 g/l könnte also diesen veränderten Rahmenbedingungen Rechnung getragen werden, wobei die Einhaltung dieses Grenzwertes auch langfristig gesichert sein muss. In entsprechenden Szenarienuntersuchungen soll dies innerhalb dieser Studie belegt werden (s. Kap. 5.6).

3.2 Messsystem in der Wipper

Das Bilanz- und Steuermodell der Salzlaststeuerung im Südharz-Kalirevier wird unterstützt durch ein Überwachungs- und Kontrollsystem. Durch eine laufende Erfassung der aktuellen Situation im Vorfluter werden über 250 verschiedene Werte pro Tag registriert und von der *Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben* (GVV) zusammengetragen. Die wichtigsten Messdaten hierbei sind:

- Konzentrationsdaten (Chlorid, Kalium, Härte),
- Pegeldaten (Durchfluss),
- Daten aus dem Laugenstapelbecken Wipperfors (Volumenstrom, Konzentration, Füllstand).

Aufgrund relativ konstanter Ionenverhältnisse in der Salzlauge wird der Gesamtsalzgehalt im Allgemeinen durch die Chloridionen charakterisiert (ZIEMANN 1995). Die Chloridkonzentration kann, wie schon erwähnt, über die Leitfähigkeit bestimmt werden. Die Lage der entsprechenden Messstationen entlang des Vorflutersystems Bode-Wipper und die dort erfassten Messgrößen können der Abbildung 3.2 entnommen werden. Die gemessenen Daten werden per Fernübertragung an die GVV weitergeleitet und ausgewertet.

Die an den einzelnen Standorten gemessenen Größen und deren zeitliche Auflösung zeigt zusammenfassend die Tabelle 3.3. Aus dieser Vielzahl an Informationen waren vor allem die Werte der Abstoßmengen der einzelnen Haldenstandorte, der Stapelbeckeninhalt in Wipperfors (abkürzend im Folgenden für das Becken Wipperfors: BWd), die Konzentration im Becken Wipperfors und Sondershausen, der Abstoß der Becken Wipperfors und Sondershausen sowie die verschiedenen Salzgehalte entlang des Steuersystems von Bedeutung. Diese Daten wurden sowohl bei den Berechnungen zum Stofftransport als auch bei der Anwendung des neuen Steuerkonzeptes herangezogen.

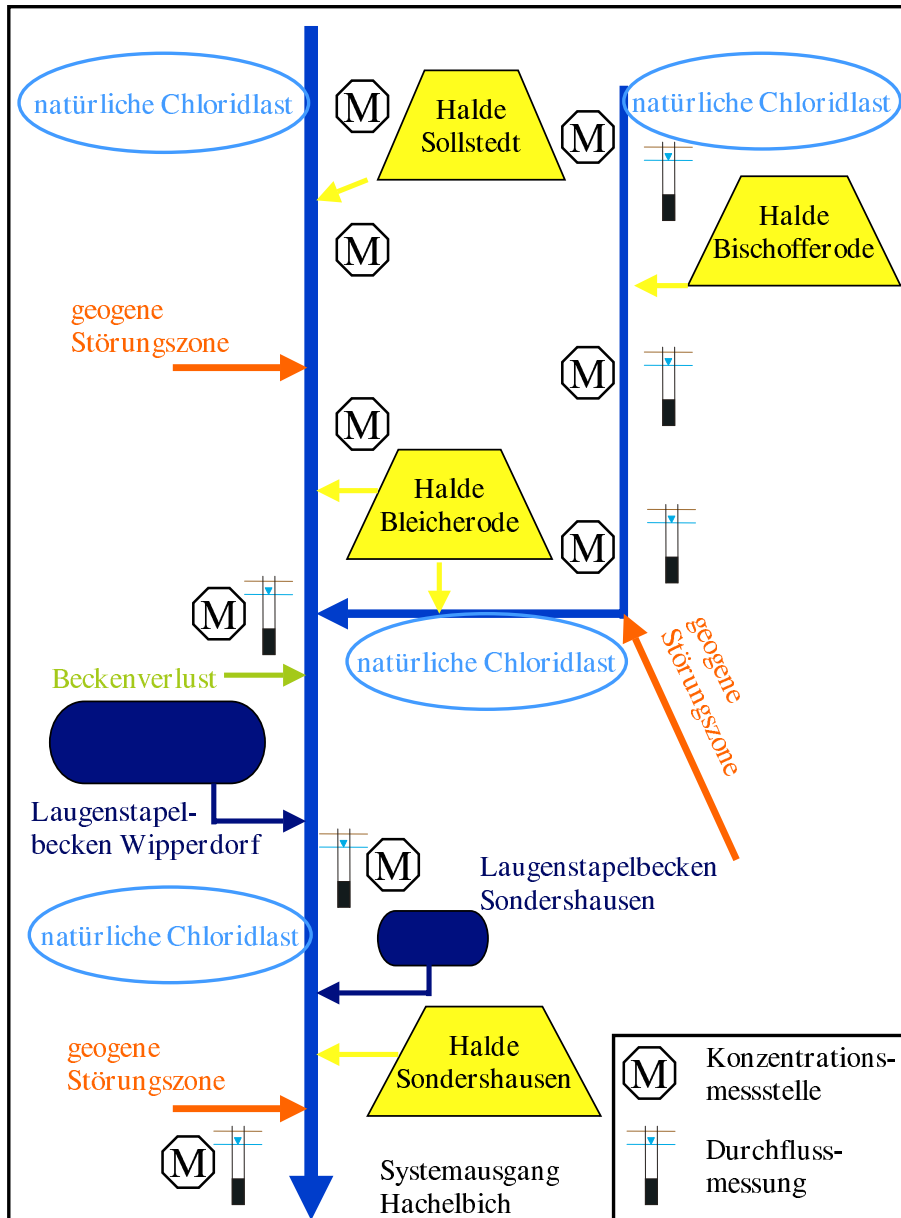


Abb. 3.2: Automatische Messeinrichtungen entlang des Teil-Salzlastersteuersystems Wipper (verändert nach SCHÜRER 1997) und die auf den verschiedenen Gewässerabschnitten zur Wirkung kommenden Salzeinträge.

KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN

Tab. 3.3: Messgrößen der einzelnen Messstationen und deren zeitliche Auflösung (BWd: hier abkürzend für Becken Wipperdorf).

Station	Messgröße	zeitl. Auflösung	Bemerkung
Bode oberhalb Bischofferode	Chlorid, Härte	wöchentlich	Stichpunktmessung
Grenzgraben Bischofferode	Chlorid, Härte, Kalium	wöchentlich	Stichpunktmessung
	Wasserführung	wöchentlich	Stichpunktmessung
alte Bode	Chlorid, Härte, Kalium	wöchentlich	Stichpunktmessung
	Wasserführung	wöchentlich	Stichpunktmessung
Bode unterhalb Bischofferode	Chlorid, Härte, Kalium	4h	täglicher Durchschnittswert (Mischprobe)
	Wasserführung	täglich	Stichpunktmessung
Abstoß Bischofferode nach BWd	Chlorid, Härte, Kalium	täglich	Gesamtwert
	Menge	täglich	Daten eines Arbeitstages
Wipper oberh. Sollstedt	Chlorid, Härte	täglich	Stichpunktmessung
Wipper unterh. Sollstedt	Chlorid, Härte	täglich	Stichpunktmessung
Abstoß Sollstedt nach BWd	Chlorid, Härte	täglich	Gesamtwert
	Menge	täglich	Daten eines Arbeitstages
Wipper oberh. Bleicherode	Chlorid, Härte	täglich	Stichpunktmessung
Wipper Wipperdorf	Chlorid, Härte	4h	Mittelwert aus 2h Messungen
Bode oberh. Bleicherode	Chlorid, Härte	täglich	Stichpunktmessung
	Wasserführung	täglich	Daten vom Staatlichen Umweltamt Sondershausen
Abstoß Bleicherode nach BWd	Chlorid, Härte	täglich	Gesamtwert
	Menge	täglich	Daten eines Arbeitstages
Wipperdorf	Wasserführung	täglich	Daten vom Staatlichen Umweltamt Sondershausen
BWd	Inhalt	täglich	Daten eines Arbeitstages
	Niederschlag	täglich	Daten eines Arbeitstages
Abstoß BWd	Menge	täglich	Daten eines Arbeitstages
	Chlorid, Härte	täglich	Stichpunktmessung
Großfurra	Chlorid, Härte	4h	Mittelwert aus 2h Messungen
	Wasserführung	täglich	Daten vom Staatlichen Umweltamt Sondershausen
Becken Sondershausen	Inhalt	täglich	Daten eines Arbeitstages
	Abstoß (Menge)	täglich	Daten eines Arbeitstages
Hachelbich	Chlorid, Härte	täglich	Daten eines Arbeitstages
	Chlorid, Härte, Kalium	2h	Durchschnittswert Mischprobe
	Wasserführung	täglich	Daten vom Staatlichen Umweltamt Sondershausen

3.3 Prozessanalyse zum Salzeintrag in die Wipper

Durch die nach 1990 folgende Stilllegung der Kaliwerke im Südharzgebiet und die Umstrukturierung der Kaliindustrie in Nordthüringen reduzierte sich der Salzgehalt im Vorflutersystem der Wipper. Zur Verdeutlichung der Entwicklung der über die Wipper abtransportierten Gesamtsalzfracht während der Jahre 1992-2003 soll die Tabelle 3.4 Auskunft geben.

Tab. 3.4: Entwicklung der jährlichen mittleren Chloridfrachten und -konzentrationen im Einzugsgebiet der Wipper am Pegel Hachelbich (1992-2003).

Jahr	Fracht			Konzentration		
	gesamt [t/a]	gesteuert [t/a]	ungesteuert [t/a]	Mittelwert [g/l]	90.-Perzentil [g/l]	LAWA- Güteklasse
1992	207669	95042	112627	2,440	3,900	IV
1993	214949	93400	121549	2,072	2,890	IV
1994	225818	80605	145214	1,458	2,268	IV
1995	198385	79876	118510	1,567	2,090	IV
1996	97433	22656	74777	1,466	1,996	IV
1997	142839	50141	92698	1,416	1,799	IV
1998	142850	42105	100745	1,300	1,835	IV
1999	132830	31046	101784	1,124	1,528	IV
2000	104935	15983	88952	0,945	1,402	IV
2001	72583	10220	62363	0,892	1,333	IV
2002	96113	7093	89021	0,627	1,063	IV
2003	70375	16123	54252	0,696	1,462	IV

Der Trend hin zu geringeren Chloridfrachten und somit auch zu geringeren Chloridkonzentrationen zeigt sich auch deutlich in den langjährigen Chloridkonzentrationsmessungen am Pegel Hachelbich. Diese sind der Abbildung 3.3 zu entnehmen. Dennoch weist das heutige Niveau der Konzentrationskurve darauf hin, dass sich eine uneingeschränkte Wiedereinstellung einer artenreichen Süßwasserflora und -fauna problematisch gestalten dürfte, da immer noch mit einer hohen Beeinträchtigung vieler Lebewesen durch den hohen mittleren Chloridgehalt gerechnet werden muss (vergl. Tab. 3.4). Auch nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998, s. Tab. 3.2) gilt die Wipper weiterhin als ein Gewässer mit einer "sehr hohen Belastung" und somit der Güteklasse IV angehörig (s. Tab. 3.4).

Allgemein betrachtet, setzt sich die Salzbelastung der Wipper aus einer natürlichen, geogenen und einer anthropogenen Komponente zusammen. Die anthropogene Belastung lässt sich weiter untergliedern in einen steuerbaren sowie einen nicht steuerbaren Anteil. Die natürliche geogene Belastung kann als vollständig ungesteuert angesehen werden.

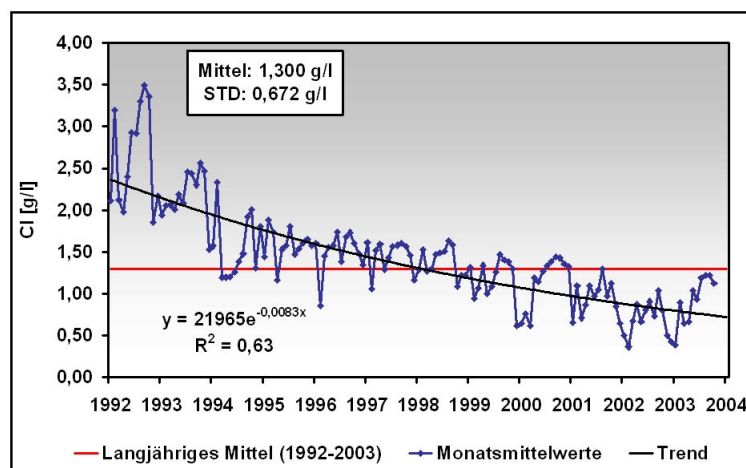


Abb. 3.3: Langjährige mittlere Chloridkonzentrationswerte in Hachelbich (Monatsmittelwerte von 1992-2003).

Für eine Modellierung des Stofftransportes, speziell der Chloride, sind Angaben zu den unterschiedlichen Eintragspfaden unabdingbar. Zur Charakterisierung der Einleitungsbedingungen werden Daten zum ungesteuerten Eintritt sowie die aus dem gesteuerten Eintritt durch die Stapelbecken Wipperdorf und Sondershausen abgeleitete Chloridmenge herangezogen. Ausgehend vom derzeitigen Erkenntnisstand ist eine detaillierte Aufgliederung aller Einträge wie folgt möglich:

- Eintrag durch eine *geogene Hintergrundbelastung*;
- Eintrag durch *geogene Störungszonen*;
- Direkteintrag an den Haldenstandorten durch die *technische Grundlast*;
- Eintrag durch die gezielte Einleitung der *Stapelbecken*;
- Undichtigkeiten am Laugenstapelbecken.

Im Folgenden sollen diese doch sehr unterschiedlichen Arten der Salzbelastung für die Wipper genauer analysiert werden. Die Abbildung 3.2 zeigt dafür skizzenhaft das Vorflutersystem der Wipper/Bode. Hierin werden neben den installierten Messeinrichtungen auch die bisher lokalisierten Eintragspfade für das Chlorid bzw. die produktionsbedingt abgestoßene Salzlauge schematisch dargestellt, um so einen räumlichen Eindruck über das hier betrachtete Steuersystem zu vermitteln.

Quellen der anthropogen eingeleiteten Salzfracht sind vor allem die Rückstandshalden der stillgelegten Kaliwerke. Durch die aus Niederschlägen entstehenden salzhaltigen Haldenwässer gelangt ein Teil ungesteuert über die oberflächennahen Ausbreitungsvorgänge

3.3 • PROZESSANALYSE ZUM SALZEINTRAG IN DIE WIPPER

direkt in die Vorfluter (technische Grundlast), ein anderer Teil wird über die Haldenlösungssysteme aufgefangen und in den Speichereinrichtungen (Laugensammelbecken, Stapeltanks) zwischengelagert, bevor er gezielt abgestoßen werden kann. Undichtigkeiten, vor allem am Laugenstapelbecken in Wipperfurth, erhöhen dabei erneut den ungesteuerten Zutritt der anthropogenen Salzeintragskomponente.

Die natürliche geogene Belastung der Wipper wird in dieser Studie aufgeteilt in einen flächenhaften Eintrag, der als natürliche Chloridlast bzw. als Hintergrundkonzentration angesehen werden kann, und Einträge, bedingt durch die geogenen Störungszonen (bspw. Wippertalstörung [ARCADIS 2002, DGFZ 2005], etc.), die als punktuelle Quellen betrachtet werden müssen.

Die ungesteuerte Chloridlast resultiert demnach aus einer natürlichen Grundlast und einer anthropogenen Komponente (s. a. SCHÜRER 1995). Da die ungesteuerte Fracht mit etwa 67 % einen sehr großen Anteil an der Gesamtfracht besitzt, muss sie in allen Steuerhandlungen mit einbezogen werden. Die genaue Zusammenstellung aller Frachtanteile für die Periode 1992-2003 lässt sich zusammenfassend der Abbildung 3.4 entnehmen.

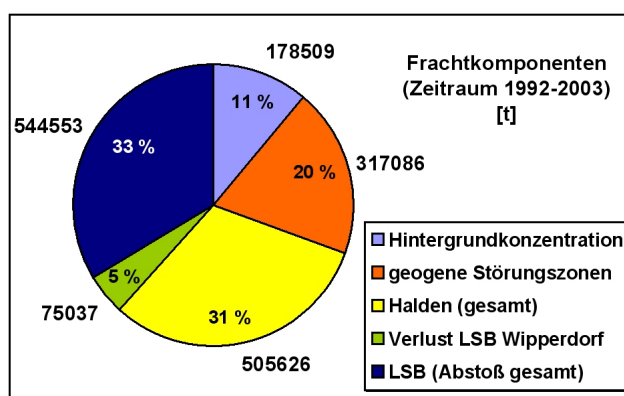


Abb. 3.4: Anteile der einzelnen Chlorideintragskomponenten an der Gesamtfracht in Hachelbich (1992-2003).

Im Folgenden werden die oben bereits genannten Eintragungspfade noch ausführlicher dargestellt. Es werden sowohl die gesteuerten wie auch die ungesteuerten Frachtanteile genauer spezifiziert. Die Ausführungen beschränken sich jedoch auf den Raum 2, da nur in diesem Gebiet eine detaillierte Aufstellung möglich war. Für den Gesamttraum lagen lediglich Messdaten in unregelmäßigen Zeitabständen an ausgewählten Stationen (Bollstedt, Thamsbrück, Schwerstedt, und Oldisleben) vor. Die getroffenen Annahmen bezüglich des Salzeintrages für den Gesamttraum werden in Kapitel 3.4 gesondert beschrieben.

3.3.1 Ungesteuerte Chloridlast

Der größte Unsicherheitsfaktor bei der Einleitung von Chlorid in die Wipper wird durch den ungesteuerten Zutritt nichtfassbarer Salzlösungen verursacht. Diese konnten aus dem vorhandenen Datenmaterial teilweise nur abgeschätzt werden oder nur als monatliche Angaben zur Verfügung gestellt werden. Im Weiteren werden zunächst alle ungesteuerten Einträge separat aufgeführt und mengenmäßig spezifiziert.

Geogene Hintergrundbelastung Aufgrund der Gebietscharakteristika im Einzugsgebiet der Wipper (s. a. Kap. 2.1.2) muss mit einer natürlichen geogenen Belastung im Grundwasser gerechnet werden. Dies zeigen auch messtechnisch durchgeführte Untersuchungen (DGFZ 2005). Da eine gekoppelte Modellierung mit einem Grundwassermodell in dieser Arbeit nicht vorgesehen war, kann diesbezüglich auch keine flächendifferenzierte Aussage getroffen werden. Diese Eintragskomponente musste jedoch berücksichtigt werden und ging somit als konstante Größe für das gesamte Fokusgebiet und alle grundwasserbürtigen Zuflüsse ein.

Zur Abschätzung der Höhe des Eintrages der geogenen Hintergrundbelastung in die Fließgewässer wurde daher eine Chloridkonzentration gewählt, die einer ungestörten, nicht anthropogen beeinflussten Belastung entsprach. Da die Wipper noch vor dem Einfluss des ehemaligen Kaliwerkes Sollstedt bereits eine gewisse natürliche Chloridbelastung enthält, wurde dieser Wert als Referenzwert herangezogen.

Die Konzentration oberhalb von Sollstedt wurde im Rahmen der Vorfluterkontrolle langjährig gemessen (s. a. Kap. 3.2). Aus den täglichen Messwerten konnte eine mittlere Belastung von 0,097 g/l abgeleitet werden (s. Abb. 3.5).

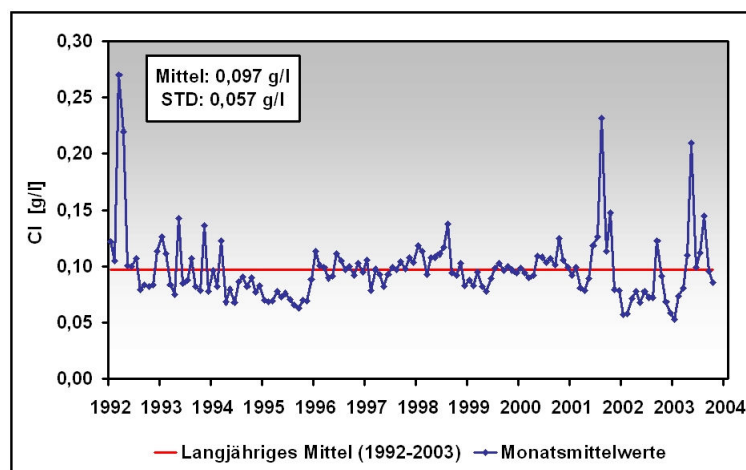


Abb. 3.5: Abschätzung der natürlichen Chloridbelastung aus der Entwicklung der Chloridkonzentration vor Sollstedt oberhalb des anthropogenen Einflusses durch die Halden (1992-2003).

Dieser Wert galt völlig unabhängig von der hydrologischen Situation für alle grundwasserbürtigen Zuflüsse im Untersuchungsgebiet. Dass er als konstanter Referenzwert angenommen werden kann, zeigt auch die Abbildung 3.6. Sowohl die Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration (Q-Cl-Scatterplot links in Abb. 3.6) als auch die innerjährliche mittlere Dynamik des Abflusses bzw. der Chloridkonzentration in Form der monatlichen Durchschnittswerte der Periode 1992-2003 (rechts in Abb. 3.6) an der Messstation vor Sollstedt bestätigen diese Verhältnisse.

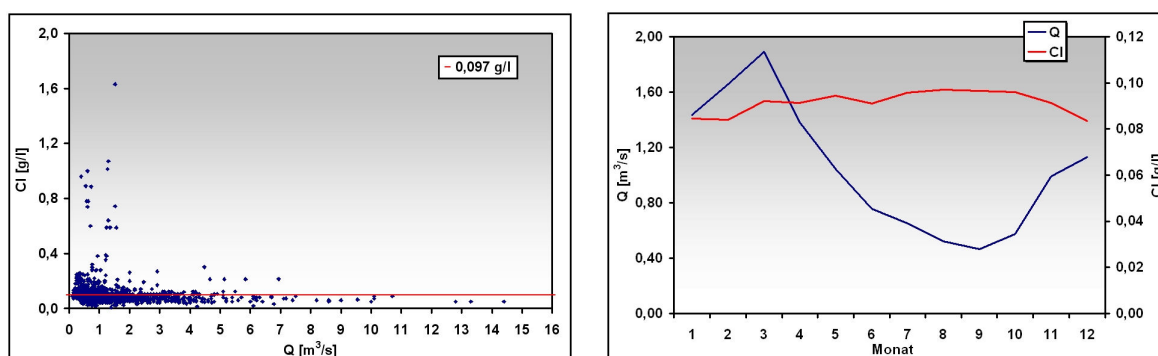


Abb. 3.6: Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Sollstedt oberhalb der Kalihalde (links); Darstellung der innerjährlichen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.

Insgesamt ergab sich aus diesen Überlegungen ein Frachtaufkommen von ca. 178509 t und damit ein Anteil von etwa 11 % für die geogene Hintergrundbelastung innerhalb des Zeitraumes 1992-2003.

Geogene Störungszonen Auf den Flussabschnitten Sollstedt - Bleicherode (Bezeichnung: Wipper (Bleicherode)), Bischofferode - Bleicherode (Bezeichnung: Bode (Bleicherode)) sowie Wipperdorf - Sondershausen (Bezeichnung: Wipper (Sondershausen)) bestehen nachgewiesene Gebietseinträge. Diese sind geogenen Ursprungs und resultieren aus aufsteigendem, salzhaltigem Grundwasser, welches, bedingt durch die geologischen Störungszonen, auf den entsprechenden Flussabschnitten zum Abfluss kommt (s. a. Abb. 3.7).

Modelltechnisch können diese Einträge als Punktquellen behandelt werden, da der Einfluss lokal auf die genannten Flussabschnitte begrenzt ist. Einträge aus unterschiedlichen Störungszonen innerhalb der drei genannten Abschnitte wurden dabei zu einer Größe zusammengefasst. Gesicherte Daten und Auswertungen hierzu lagen aber meist erst ab 1996 in Form monatlicher Durchschnittswerte der Chloridfrachten vor. Somit mussten die Monatswerte vor 1996 als Durchschnittswert aus dem monatlichen Gesamtmittel des Zeitraumes 1996-2003 gebildet werden. Der Eintrag auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Sondershausen konnte nur grob abgeschätzt werden und wurde mit $0,35 \text{ kg/s}$ veranschlagt. Das entsprach einem Jahresfrachtaufkommen von ca. 11068 t/a (s. Abb. 3.8).

KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN

Mit einem Anteil von ca. 20 % und einem Gesamtfrachtaufkommen für die Jahre 1992-2003 von 317086 t hatten diese Einträge ein hohes Einflusspotential, sie konnten aber nur sehr ungenau und in einer geringen zeitlichen Auflösung (Monatswerte) spezifiziert werden. Daher muss dies bei der Auswertung der Ergebnisse als großer Unsicherheitsfaktor angesehen werden.



Abb. 3.7: Geogene Störungszone auf einem Flussabschnitt der Wipper zwischen Sollstedt und Bleicherode: Silzequellen nahe Gebra/Niedergebra. Im Bild eine künstliche Teichanlage mit versalzten Milieubedingungen (Quelle: VOSS 2002).

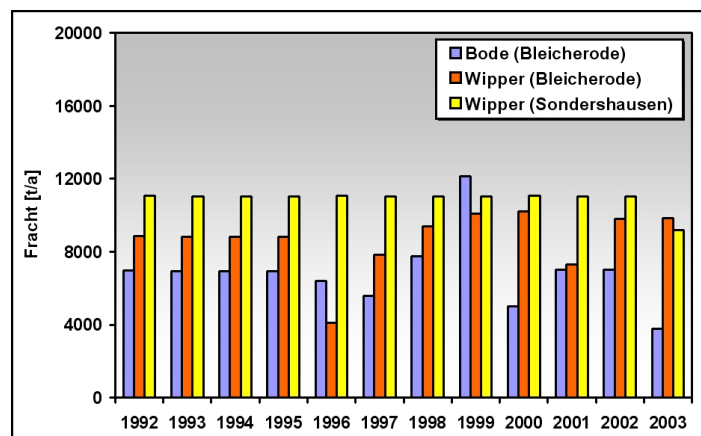


Abb. 3.8: Ausgewiesene Gebietseinträge durch den Einfluss geogener Störungszone in die Vorfluter Bode und Wipper für den Zeitraum 1992-2003.

Technische Grundlast an den Haldenstandorten Eine technische Grundlast wird von den Direkteinträgen der Kalirückstandshalden an den Standorten der Kaliwerke gebildet. Fehlende oder nur in Teilflächen vorhandene Haldenuntergrundabdichtungen ermöglichen niederschlagsinduzierten Salzlösungen die Versickerung in den Untergrund. Der versickernde Anteil gelangt in das Grundwasser, von wo er teils dem Vorfluter über oberflächennahe Ausbreitungsvorgänge (hypodermische Abflüsse) Zutritt, teils in tiefergelegene Horizonte gelangt. Der jeweilige Abfluss aus den Halden resultiert aus dem Bodenuntergrund, dem örtlichen Niederschlagsregime und dem aktuellen Zustand der Haldenabdichtungen bzw. Haldenfassungssysteme.

Der Bodenuntergrund ist bei den hier betrachteten Halden in Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen sehr unterschiedlich (Haldenpässe der K-UTEK 1995), welches sich auch in einem sehr differenzierten Bild für die Anteile des hypodermischen Abflusses unterhalb der Halden widerspiegelt. Die Anteile des hypodermischen Abflusses an den Gesamtsickerwassermengen können aus Versuchsmessungen an den Haldenkörpern nur abgeschätzt werden. Sie sind der Tabelle 3.5 zu entnehmen und schwanken innerhalb eines Bereiches von 60-90 % (DGFZ 2005).

Tab. 3.5: Anteil des hypodermischen Abflusses an den Sickerwassermengen unterhalb der Haldenstandorte (DGFZ 2005).

Haldenstandort	Anteil hypodermischer Abfluss [%]
Bischofferode	60
Bleicherode	70
Sollstedt	90
Sondershausen	65

Durch die Methode der Haldenabdeckung mit geeigneten Erd- und Bauschuttmaterialien wird der Eintrag von Niederschlagswasser in den Haldenkörper stark verringert. Die Erhöhung der Verdunstungsleistung durch eine gut entwickelte Vegetation und der Rückhalt des Niederschlages in den Auflageschichten führen zu einem Rückgang des infiltrierenden Wassers, das für den Salzlöseprozess zur Verfügung steht. Damit bildet sich weniger Haldenabwasser, was sich neben der Verringerung des diffusen Salzlösungsaustrittes auch reduzierend auf die Menge an gefasster und damit gesteuerter Salzlösung auswirkt. Das Prinzip der Haldenabdeckung lässt sich auch sehr deutlich der Abbildung 3.9 entnehmen. Hier sind nur Teile der Halde in Sondershausen mit einer Vegetationsschicht überdeckt, wohingegen große Flächen noch unabgedeckt sind (Stand 2002). Bisher wurde nur an den Halden in Sollstedt, Bleicherode und Sondershausen mit solchen Abdeckungsmaßnahmen begonnen, wobei der Fortschritt an allen Halden Ende 2003 weit unter 50 % lag (Angaben nach K-UTEK). In Bischofferode wurde bisher von einer Abdeckung abgesehen.



Abb. 3.9: Halde in Sondershausen im Sommer 2002 (Quelle: VOSS 2002). Die Haldenabdichtung ist bis zum Zeitpunkt der Aufnahme nur auf Teilflächen realisiert worden.

Teilmengen der Haldenlösung treten im Randbereich aber auch fassbar aus. Zum Auffangen und Ableiten der Haldensickerwässer existiert meist nah am Fuße der Haldenböschung ein Haldenlösungsfassungssystem (s. Abb. 3.10). An manchen Standorten werden diese hochkonzentrierten Haldenlösungen zwischengestapelt, bevor sie über entsprechende Laugenleitungen dem zentralen Stapelbecken in Wipperdorf zugeführt werden. Seit 1998 werden sie aber auch teilweise zur Bergsicherung in die aufgegebenen Kaligruben verpresst (MÖHRSTEDT 2003, SCHMIDT 2002). Dieser Grubenversatz stellt ein wesentliches Ziel der Bergwerksverwahrung dar und kann noch mehr als 30 Jahre andauern (MÖHRSTEDT 2003, STÄUBERT 2003).

Die letztlich resultierende Höhe der technischen Grundlast lässt sich der Abbildung 3.11 entnehmen und entsprach an den Einzelstandorten in der Menge etwa den Einträgen durch die geogenen Störungszonen. Auch hier waren kontinuierliche Zeitreihen mit tageszeitlicher Auflösung für die Frachten nicht verfügbar, sie konnten lediglich als Monatswerte angegeben werden. Für fehlende monatliche Durchschnittswerte der Jahre 1992-1994 wurden Gesamtmonatsmittelwerte der vorhandenen Zeitreihen verwendet. Insgesamt entsprach der Anteil der technischen Grundlast am Gesamtfrachtaufkommen der Jahre 1992-2003 in etwa 31 % und somit knapp 505626 t.

Ebenso wie der Eintrag durch die geogenen Störungszonen kann auch dieser Eintragspfad modelltechnisch als punktuelle Quelle angesehen werden. Dies bestätigen die Verhältnisse der innerjährlichen mittleren Dynamik des Abflusses bzw. der Chloridkonzentration auf Basis der monatlichen Durchschnittswerte der Periode 1992-2003 am Beispiel der Halde Bischofferode (rechts in Abb. 3.12). Hohe Abflussverhältnisse haben eine verdünnende Wirkung auf die Chloridkonzentration im Vorfluter Bode, wohingegen die Periode mit

3.3 • PROZESSANALYSE ZUM SALZEINTRAG IN DIE WIPPER



Abb. 3.10: Haldenlösungsfassungsgraben an der Halde in Bischofferode (Quelle: VOSS 2002)

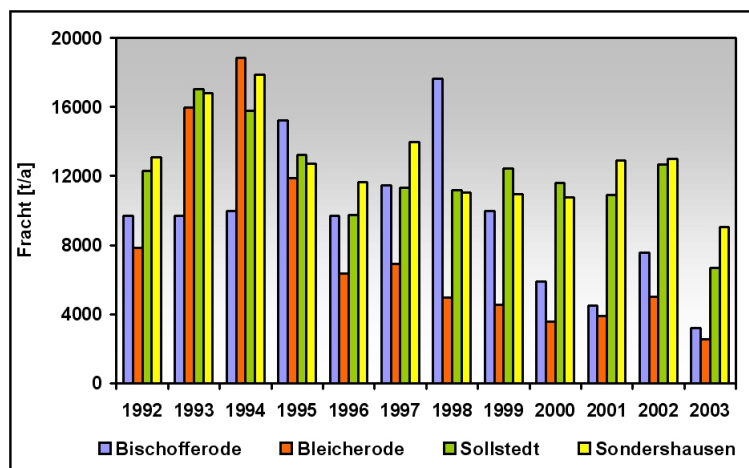


Abb. 3.11: Jahreswerte der technischen Grundlast an den vier betrachteten Haldenstandorten Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen für den Zeitraum 1992-2003.

niedrigen Abflussverhältnissen im Sommer hohe Chloridkonzentrationen hervorruft. Somit müssen während dieser Phase auch weiterhin fortwährende Einträge durch die Halde stattfinden.

Dies kann zum Teil auf den austretenden Haftlaugenanteil der Haldenkörper zurückgeführt werden. Haftlauge ist der Feuchtanteil des Abraumes, der produktionsbedingt dem Restmaterial anhaftet und nach der Aufhaldung wieder kontinuierlich versickern kann (s. hierzu auch SCHMIDT 2002). Zumindest noch einige Jahre nach Produktionsende muss mit diesem Einfluss gerechnet werden. Eine weitere Erklärung liefert auch die folgende Ausführung zum linken Teil der Abbildung 3.12.

Hierin wird deutlich, dass einzelne Niederschlagsereignisse sich nicht unmittelbar auf die Chloridkonzentration auswirken, da diesbezüglich kein direkter Zusammenhang festzustellen war (Scatterplot der Größen Q und Cl). Dies wird auch bestätigt durch entsprechende Ganglinienuntersuchungen von SCHMIDT (2002). Hiernach treten die Abflussextrema der Haldenchloridfrachten mit etwa 0-4 Monaten Verzögerung im Anschluss an die Niederschlagsextrema auf. Im Durchschnitt liegt diese Retentionszeit bei etwa einem Monat (ERCOSPLAN 1997). Nicht nur der Haldenkörper selbst, sondern auch das Haldenvorland haben die Eigenschaften eines Puffers, der in Abhängigkeit von den hydraulischen Potentialen und der Porensättigung unterschiedlich stark entwässert (VÖLKEL ET AL. 1993).

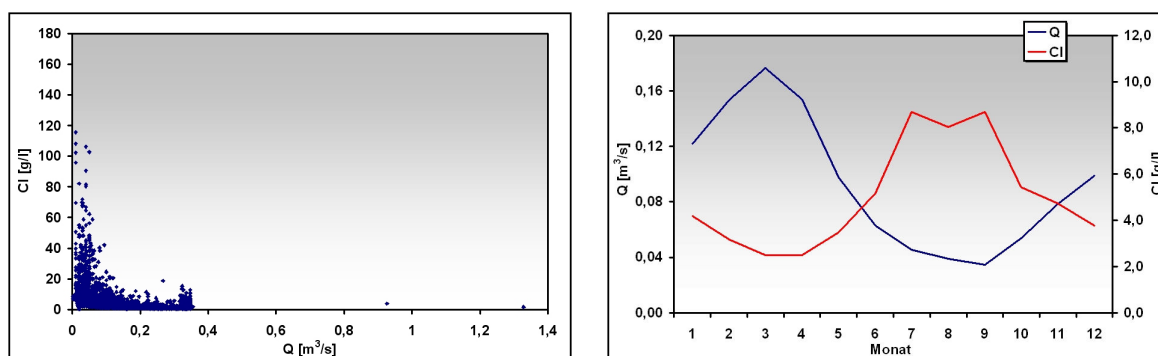


Abb. 3.12: Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Bischofferode unterhalb der Kalihalde (links); Darstellung der innerjährigen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.

Undichtigkeiten im Laugenstapelbecken Wipperfurth Ein weiterer ungesteuerter Frachteintrag in die Wipper ist durch Undichtigkeiten des Laugenstapelbeckens Wipperfurth bedingt (MÖHRSTEDT 2003). Hierdurch gelangen ebenfalls große Mengen an zunächst gefasster Haldenlauge ungesteuert in die Vorflut. Dieser Verlustterm kann jedoch nur bilanztechnisch aus den Daten der Vorfluter- und Abstoßkontrolle (s. Kap. 3.2) abgeschätzt werden.

Eine reine Bilanzierung der Menge an zuströmender, gefasster Haldenlauge und der

nach der Steuerung wieder abgestoßener Salzlösung aus dem Becken würde zu der in der Abbildung 3.13 mit blau markierten Linie führen. Hierbei sind theoretische evaporationsbedingte Verluste bzw. durch Niederschlag entstandene Zunahmen enthalten. Sie entspricht somit der Volumenganglinie unter Berücksichtigung des natürlichen 'Wasserhaushaltes' des Beckens (SOLL mit WH). Nach Auswertung der Messdaten ist jedoch das tatsächlich gemessene Beckenvolumen viel niedriger. Die tatsächlich gemessene Ganglinie wird durch die orange Kurve (IST) in Abbildung 3.13 wiedergegeben. Damit ist ein stetiger Verlust aus dem Becken zu verzeichnen.

Legt man nun einen täglichen Verlustterm von konstant 0,1 % des aktuellen Beckeninhaltes zugrunde, so würde sich die in der Abbildung 3.13 mit gelb gekennzeichnete Ganglinie einstellen (mit Beckenverlusten). Dies entspricht mit guter Übereinstimmung dem tatsächlich gemessenen Beckenvolumen.

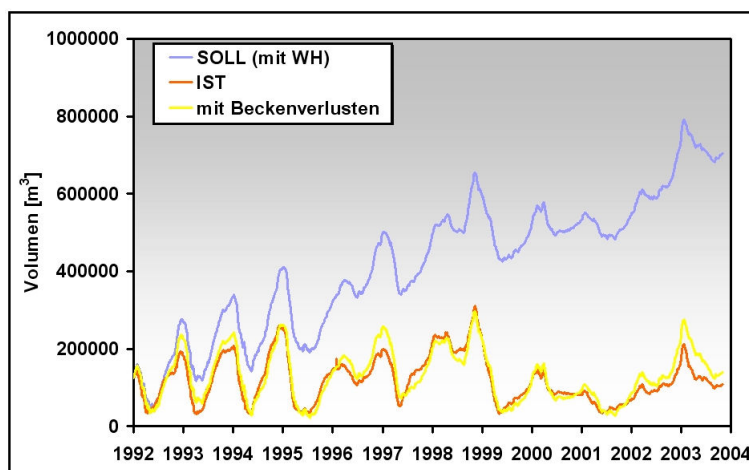


Abb. 3.13: Beckenverluste am Laugenstapelbecken Wipperfurth: SOLL (mit WH) - Beckeninhaltslinie nach Zulauf zum und Ablauf aus dem Becken unter Berücksichtigung von Evaporation und Niederschlag; IST - tatsächliche Beckeninhaltslinie; mit Beckenverlusten - wie Kurve SOLL (mit WH) und zusätzlichen, täglichen Beckenverlusten von 0,1 %.

Durch die Berücksichtigung der im Becken gemessenen Konzentration ergibt sich ein ungesteuertes Frachtaufkommen, welches in der Abbildung 3.14 dargestellt ist. Auch hierbei treten Einträge von über 10000 t/a auf (Abb.3.14, 1998), jedoch schwanken die Werte je nach Anfall an gefasster Haldenlauge bzw. je nach Menge des vorgenommenen Spülversatzes an den Haldenstandorten. Damit ergibt sich ein Anteil von ca. 5 % an der Gesamtlast in Hachelbich (insgesamt 75037 t für den Zeitraum 1992-2003).

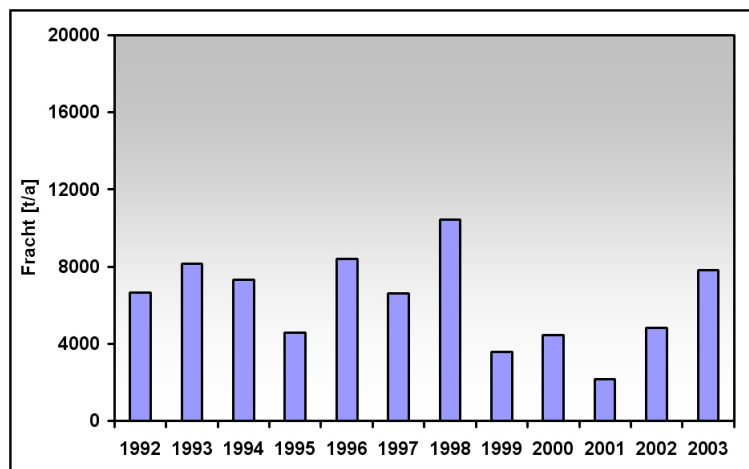


Abb. 3.14: Ungesteuerte Zutritte aus dem Laugenstapelbecken Wipperfurth.

3.3.2 Gesteuerte Einleitungen

Die an den Haldenstandorten Bischofferode, Bleicherode und Sollstedt gefasste Haldenlaugung der Haldenfassungssysteme (s. Kap. 3.3.1) wird über Laugenleitungen zum zentralen Becken in Wipperfurth (s. Abb. 3.15) geleitet (Beckenvolumen: 745840 m^3). Die Halde Sonderhausen besitzt ein eigenes Fassungs- und Stapelsystem, welches aber, vom vorhandenen Stauraum her betrachtet (Beckenvolumen: 12000 m^3), wesentlich kleiner ist.



Abb. 3.15: Luftbildaufnahme des Laugenstapelbeckens in Wipperfurth (Quelle: ZEBISCH 2002).

Der Anfall an Haldenlauge ist im Wesentlichen abhängig vom technischen Zustand der Fassungssysteme an den Haldenböschungen und von der Höhe des durchgeführten Grubenversatzes. Während die Fassungssysteme in den letzten Jahren deutlich verbessert wurden und wesentlich mehr austretende Haldenlauge effektiv auffangen können, ist im gleichen Zeitraum (ab 1998) der Anteil des zum Spülversatz genutzten Haldenwassers enorm angestiegen. Dies erklärt auch den starken Rückgang der Zusteuerungsfrachten aus den beiden Stapelbecken ab 1998 (s. Abb. 3.16), wobei jedoch betont werden muss, dass auch produktionsbedingt weniger Salzlösung zu den Stapelbecken übergeleitet wurde (völliger Stillstand der Produktion erst ab 1993).

Dennoch nimmt die gesteuerte Fracht mit rund 33 % (544553 t) einen nicht unerheblichen Anteil an der Gesamtfracht für den Zeitraum 1992-2003 ein. Aufgrund seines Fassungsvermögens kommt dem Becken Wipperdorf die zentrale Bedeutung für die Chloridkonzentrationssteuerung zu. Der Abstoß aus dem Stapelbecken in Sondershausen erfolgt nur nach Bedarf und ist im Steuergeschehen von untergeordneter Bedeutung.

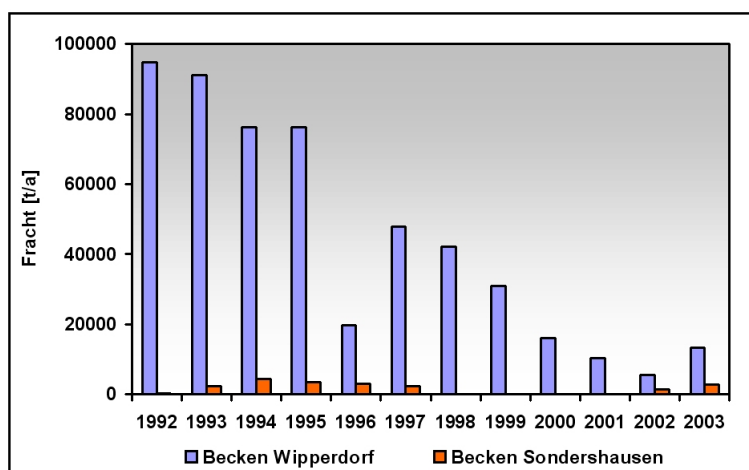


Abb. 3.16: Zusteuerungsfrachten der Stapelbecken Wipperdorf und Sondershausen.

3.3.3 Zusammenfassung

Tabelle 3.6 gibt zusammenfassend einen Überblick über die Datenreihen, die aus den gelieferten Beschreibungen der Kapitel 3.3.1 und 3.3.2 abgeleitet und für die Stofftransportmodellierung herangezogen wurden.

Mit den Angaben sowohl zum gesteuerten Eintritt als auch den ungesteuerten Einträgen lassen sich insgesamt ca. 95 % der tatsächlich gemessenen Cl-Fracht in Hachelbich erklären (Periode 1992-2003; s. a. Tab. 3.4):

Tab. 3.6: Überblick aller für die Stofftransportmodellierung relevanten Datenreihen für den Zeitraum 1992-2003.

Eintragspfad	zeitl. Auflösung der Datenreihe	Art des Eintrages
geogene Hintergrundbelastung	konstanter Wert für das gesamte Einzugsgebiet	diffus
geogene Störungzonen	monatliche Durchschnittswerte	punktuell
technische Grundlast	monatliche Durchschnittswerte	punktuell
Undichtigkeiten im Becken	tägliche Abschätzung	punktuell
Einleitungen Stapelbecken	tägliche Messwerte	punktuell

- durch das Messsystem erfasste Fracht: 1706779 t
- durch die Betrachtungen zur Prozessanalyse herausgearbeitetes und bei der Modellierung verwendetes Cl-Aufkommen : 1620810 t.

Bereits dies birgt Unsicherheiten bzw. Diskrepanzen bei der Modellierung des Stofftransportes im Fließgewässer und muss bei der Ergebnisdiskussion berücksichtigt werden.

Um abschließend den Einfluss der Halden und der Laugenstapelbecken auf das gesamte Steuersystem Wipper/Bode abschätzen zu können, wird für den Systemauslass am Pegel Hachelbich ebenfalls der Scatterplot der Wertepaare Abfluss und Chloridkonzentration bzw. die innerjährliche Dynamik anhand der langjährigen Monatsdurchschnittswerte aufgezeigt (s. Abb. 3.17). Bei der innerjährlichen Dynamik wird jedoch nicht nur die Gesamtkonzentration in Hachelbich (Cl_{Hb}) betrachtet, sondern auch die resultierende Konzentration aus den gesteuerten ($Cl_{Hb,g}$) bzw. den ungesteuerten Frachten ($Cl_{Hb,u}$).

Die Konzentration in Hachelbich, resultierend aus den ungesteuerten Salzzutritten im Fokusgebiet ($Cl_{Hb,u}$), zeigt ein ähnliches Verhalten wie die gemessene Chloridkonzentration der Messstation in Bischofferode (s. a. Abb. 3.12). Hierbei zeichnet sich ein funktionaler Zusammenhang zwischen den Messwerten Abfluss - ungesteuerte Konzentration ab, auch wenn dieser mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,43$ nur sehr schwach ausfällt (s. Grafik 3.17 links).

Die potentielle Abnahme der Chloridkonzentration bei höheren Abflusswerten zeigt, dass der Fokus bei der Durchflussmodellierung eher auf die mittleren bzw. niedrigen Abflusswerte gelegt werden muss, zumal mit einer bis zu viermonatigen Verzögerung der Maximalwerte der Chloridfrachten der Halden in Bezug auf die entsprechenden Niederschlagsextrema gerechnet werden muss.

Für die ungesteuerte Chloridkonzentration in Hachelbich sind vor allem die punktuellen Einträge maßgebend. Dies belegt die innerjährliche mittlere Dynamik des Abflusses bzw.

3.4 • EINTRAGSBEDINGUNGEN FÜR DIE UNSTRUT (RAUM 1)

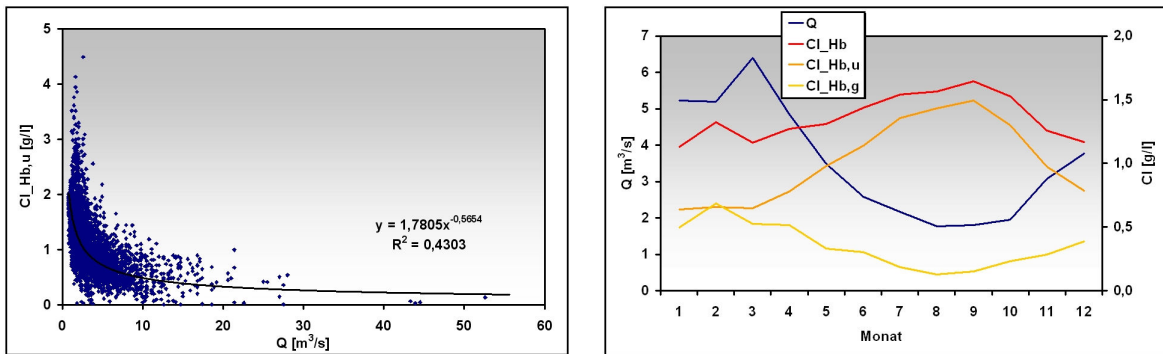


Abb. 3.17: Direkte Gegenüberstellung der Wertepaare Abfluss - Chloridkonzentration der Messstation Hachelbich (links); Darstellung der innerjährlichen Dynamik von Abfluss und Chloridkonzentration anhand der langjährigen Monatsmittelwerte (rechts); Zeitraum 1992-2003.

der Chloridkonzentration auf Basis der monatlichen Durchschnittswerte der Periode 1992-2003 (rechts in Abb. 3.17). Hohe Abflussverhältnisse haben eine verdünnende Wirkung auf die Chloridkonzentration im Vorfluter Wipper, die niedrigeren Abflussverhältnisse im Sommer rufen eher hohe Chloridkonzentrationen hervor. Die Kurve der Gesamtkonzentration (Cl_{Hb}) allerdings wird überprägt von den gezielten Einträgen der Stapelbecken, so dass hierbei die innerjährliche Dynamik nicht mehr so stark ausprägt ist und um einen Wert von 1,5 g/l schwankt. Dieser Umstand legt, ebenso wie die ökologische Sichtweise (s. Kap. 3.1), eine mögliche zukünftige Grenzwertfestlegung auf 1,5 g/l nahe (bezogen auf den Chloridkonzentrationswert).

3.4 Eintragsbedingungen für die Unstrut (Raum 1)

Auf detaillierte Eintragsbedingungen für die gesamte Unstrut außerhalb des Salzeintrages durch die Wipper konnte innerhalb dieser Studien nicht zurückgegriffen werden. Für den flächenhaften Eintrag der geogenen Hintergrundkonzentration kann man jedoch von der Annahme ausgehen, dass für die Unstrut vor dem Zusammenfluss mit der Helbe und der Wipper ähnliche Vorbelastungen wie für die Wipper vor Sollstedt (s. Kap. 3.3.1, Abb. 3.5) gelten, also vor dem Einfluss der Haldenstandorte des Südharz-Kalireviere. Dies lässt sich aus folgenden Betrachtungen ableiten.

Die Zechsteinbeeinflussung vor den Standorten der großen Kalihalden im Wippereinzugsgebiet (also vor Sollstedt) ist relativ gering, und ähnlich zu bewerten wie auch im übrigen Einzugsgebiet der Unstrut (s. a. Abb. 2.4). Dies belegen auch die Messwerte zur Chloridkonzentration, die im Flusslauf der Unstrut zur Verfügung standen. An fünf ausgewählten Stationen (Bollstedt, Schwerstedt, Thamsbrück, Straußfurt und Oldisleben) wurden ab 1995 in unregelmäßigen Abständen stichprobenartige Terminmessungen durchgeführt. Die Mittelwerte dieser Messungen können der Tabelle 3.7 entnommen werden.

Tab. 3.7: Überblick der zur Verfügung stehenden Messdaten zur Chloridkonzentrationsbestimmung für den Gesamtraum im Zeitraum 1995-2003.

Messtation	Messzeitraum	Anzahl der Messungen	Mittelwert der Chloridkonzentration [g/l]
Bollstedt	1996 - 2003	111	0,060
Schwerstedt	1996 - 2003	109	0,095
Straußfurt	1995 - 2003	189	0,088
Thamsbrück	1999 - 2003	16	0,077
Oldisleben	1996 - 2003	106	0,280

Die langjährigen Mittelwerte der Messtationen vor dem Zusammenfluss mit der Wipper schwankten demnach in einem Bereich von 0,06 - 0,095 g/l, wobei weder ein zunehmender noch ein abnehmender Trend zu beobachten war, wie die beispielhafte Darstellung der Messwerte für die Station Straußfurt zeigt (s. Abb. 3.18).

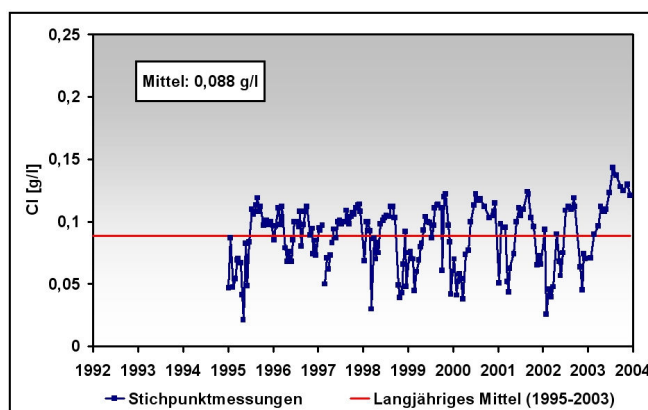


Abb. 3.18: Entwicklung der Chloridkonzentration an der Messtation in Straußfurt (Unstrut) oberhalb des anthropogenen Einflusses, bedingt durch den Eintrag der Wipper und der Helbe.

Um nun modelltechnisch auch den Gesamtraum abbilden zu können, wurde ähnlich der Hintergrundkonzentration auf Fokusebene eine Konzentration von 0,097 g/l für alle Zuflüsse in die Fließgewässer des gesamten Unstruteinzugsgebietes angenommen. Die übrigen Einträge der Fokusebene wurden weiterhin beibehalten. Weitere Angaben zu möglichen Salzeintragsbedingungen lagen auf Gesamtuntersuchungsebene nicht vor, so dass mit Hilfe dieser Annahmen die Stofftransportmodellierung auf den Gesamtraum für die Periode 1992-2003 ausgedehnt wurde.

3.5 Herangehensweise in der Modellierung

Da für eine effektive Steuerung der Salzfrachten in der Wipper auch hydrologische Untersuchungen als Voraussetzung für die Stofftransportmodellierung unabdingbar sind, ist es notwendig, eine grundlegende flächenhafte, hydrologische Modellierung durchzuführen. Eine derartige Analyse des Gebietswasserhaushaltes erfolgt heute vorrangig mittels konzeptioneller und physikalisch basierter Modelle. Die Möglichkeiten der GIS-gestützten Datenaufbereitung und -verwaltung haben diesen Modellansätzen eine große Anwendungsbreite geschaffen. Mit diesen Niederschlags-Abfluss-Modellen (NA-Modell) können die vertikalen Prozesse der Versickerung, Abfluss- und Grundwasserneubildung unter verschiedenen Boden- und Nutzungsverhältnissen standort- bzw. teilflächenbezogen beschrieben werden. Hierzu gibt es eine Reihe von hydrologischen Modellen und Simulationssystemen, die physikalisch begründete, flächendetaillierte, dynamische Analysen erlauben (SHE - ABBOTT ET AL. 1986, TOPMODEL - BEVEN ET AL. 1979, HILLFLOW - BRONSTERT 1994). Eine detaillierte Übersicht über die derzeit wichtigsten Modellierungssysteme liefern SINGH ET AL. (2002) (s. a. BRONSTERT ET AL. 1998, SMITH ET AL. 2004). Doch sind diese Modelle aufgrund ihres immensen Daten- und Parameterbedarfs im Allgemeinen nur kleinräumig einsetzbar. Zur flächendifferenzierten Flussgebietsmodellierung, die eine detaillierte Analyse im regionalen Maßstab erfordert, eignen sich nur wenige hydrologische Modelle.

Dazu zählt beispielsweise das hydrologische Modellierungssystem ArcEGMO (PFÜTZNER 2002). Dessen Eignung für die mesoskalige hydrologische Modellierung, speziell die flächendifferenzierte Beschreibung des regionalen Wasserhaushaltes, konnte bereits in mehreren Forschungsprojekten (*Elbe-Ökologie*: BECKER ET AL. 1999, KLÖCKING ET AL. 2004a, FORSCHUNGSVERBUND ELBE-ÖKOLOGIE; *Glöwa-Elbe*: WECHSUNG ET AL. 2004, KLÖCKING ET AL. 2004) aber auch in der Praxis (*Litzengraben*: SENAT BERLIN 2005; *Brandenburg-Studie*: LAHMER ET AL. 2003) erfolgreich nachgewiesen werden. Da es mit diesem System auch möglich ist, wasserwirtschaftliche Anlagen (Rückhaltebecken, Talsperren, Wehre, etc.) modelltechnisch abzubilden (*Große Röder*: LTV 2004), war dies ein ausschlaggebendes Kriterium bei der Wahl des hydrologischen Modells, weil auf dieser Basis eine Integration und entsprechende Bewirtschaftung des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf ohne Probleme und ohne ein zusätzliches, externes Modell möglich war.

Aufgrund des genesteten Modellierungsansatzes innerhalb der hier beschriebenen Modellierungsarbeiten (s. Kap. 2) war die Wahl des hydrologischen Modellierungssystems von entscheidender Bedeutung, da auf unterschiedlichen räumlichen Skalen unterschiedlich detaillierte Prozessmodelle auf diesen Ebenen eingesetzt werden müssen. Wegen der sehr flexiblen Möglichkeit der unterschiedlichen räumlichen Aggregation entspricht ArcEGMO den Anforderungen eines problem-, prozess- und informationsadäquaten Modellierungssystems in Form eines auf unterschiedlichen Skalen wirkenden und zusammengestellten Modulkonzeptes mit unterschiedlichen Detailliertheitsgraden.

Allerdings können weder mit den oben genannten Simulationssystemen noch mit den in ArcEGMO bisher implementierten Modellansätzen Stofftransportprozesse im Fließgewässer abgebildet werden. Speziell für diesen Aspekt lassen sich jedoch eine Vielzahl anderer Modelle nennen, die in der Lage sind, derartige Stofftransportprozesse zu berechnen. Hierzu

KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN

zählen beispielsweise die Modellpakete CATPRO (RUPRICHT ET AL. 1991), TOPOG_IRM (DAWES ET AL. 1993), MIKESHE (REFSGAARD ET AL. 1995) und SHETRAN (EWEN ET AL. 2000).

Diese meist doch sehr komplexen Modellsysteme erfordern eine Vielzahl zu bestimmender Eingangsparameter und somit einen sehr hohen Aufwand bei der Kalibrierung. Vor allem wenn es darum geht, in mesoskaligen Anwendungen Management-Tools zu entwickeln, sind diese Modelle nicht geeignet (s. a. VAZE ET AL. 2004). Auch im Hinblick auf die Ausrichtung des Management-Tools für den operationellen Einsatz ist eine Kopplung dieser sehr unterschiedlichen Modelltypen ebenso wenig praktikabel.

Vielmehr musste bei den hier durchgeführten Untersuchungen die Erweiterung des bestehenden Modulrahmens von ArcEGMO um Module zum Stofftransport im Gerinne und die Integration des zu steuernden Laugenstapelbeckens im Vordergrund stehen, um so ein einheitliches System zur Verfügung stellen zu können. Daher mussten die für die in dieser Arbeit konzipierten Modellerweiterungen speziell in das Modellkonzept von ArcEGMO (hydrologische Prozessmodelle, Konzeptmodelle) eingepasst und modularisiert zur Verfügung gestellt werden. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte waren eine Reihe von Weiter- bzw. Neuentwicklungen vorzunehmen, wie in der Abbildung 3.19 dargestellt wird. Die speziell für die Salzlastersteuerung erforderlichen Modellanpassungen und benötigten Eingangsdaten für den Salzeintrag sind hierbei rot umrahmt.

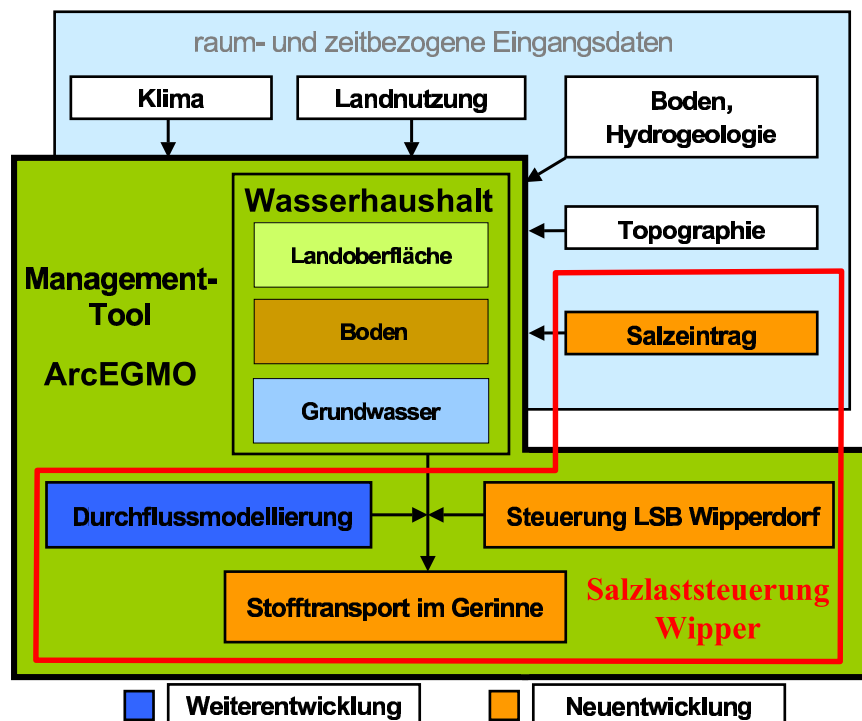


Abb. 3.19: Das hydrologische Einzugsgebietsmodell ArcEGMO und die für die Salzlastersteuerung notwendigen Erweiterungen (hier rot umrahmt).

Bezüglich der Durchfluss- und Stofftransportmodellierung im Gerinne waren Module zu integrieren, die dem Charakter des Modells ArcEGMO als Flusslaufmodell entsprechen. Hierzu eignen sich insbesondere konzeptionelle bzw. analytische Lösungsverfahren, wie sie auch in Kapitel 4.3 und 4.4 vorgestellt werden.

Wie aus den Beschreibungen zum Salzeintrag abgeleitet werden kann, geschieht der ungesteuerte Eintritt salzhaltiger Wässer in das Flusssystem über den Grundwasserzuström bzw. über den hypodermischen Abfluss. Dies legt natürlich nahe, diese Prozesse auch über ein detailliertes Grundwassermodell in Kombination mit dem Stofftransport zu beschreiben. Innerhalb des Modellierungssystems ArcEGMO kann dies nicht ausgeführt werden, so dass eine Kopplung mit einem Grundwassermodell (GW-Modell) als sinnvoll erscheint. In dem schon genannten Projekt zum Flussgebietsmanagement in der Unstrut (DGFZ 2001) war eine derartige Kopplung auch angedacht, wobei als Grundwassermodell das Programmsystem VISUAL MODFLOW (HARBAUGH ET AL. 1996) gewählt wurde. In Kombination mit dem MT3DMS-System (ZHENG ET AL. 1999) zur Beschreibung des Stofftransportes im Grundwasser sollten hiermit innerhalb eines Programmpaketes alle Salzeintragspfade modelltechnisch abgebildet und ein kompaktes Management-Tool entwickelt werden. Die Ergebnisse dieser Modellkopplung standen bei der Ausarbeitung dieser Studie jedoch noch nicht zur Verfügung, so dass fast alle ungesteuerten Einträge zunächst als Punktquellen betrachtet werden mussten und direkt ins Gewässernetz eingespeist wurden. Lediglich die geogene Hintergrundkonzentration wurde aus dem in ArcEGMO implementierten Ansatz zur Grundwassermodellierung und einer konstanten Konzentrationsvorgabe dieser grundwasserbürtigen Zutritte als flächenhafter Eintrag behandelt. Dies spiegelte die tatsächlich ablaufenden Prozesse nur ansatzweise wider, bot jedoch für die durchzuführenden Modellierungsaufgaben unter den gegebenen Umständen eine plausible und praktikable Herangehensweise.

Die Entwicklung und Anwendung der Module fand zunächst auf der Fokusebene statt, wurde später aber auch zur weiteren Validierung auf Gesamtgebietsebene übertragen, um so die Auswirkungen für den Flusslauf der Unstrut aufzuzeigen.

Die hier durchgeführten Arbeiten zur Szenarienanalyse sollen deutlich machen, dass die ökologischen Rahmenbedingungen vor allem für die Wipper erheblich verbessert werden können und so ein Beitrag zur Wiederherstellung einer artenreichen Flora und Fauna geleistet werden kann.

**KAPITEL 3 • PROZESSANALYSE UND
MODELLIERUNGSMÖGLICHKEITEN**

Kapitel 4

Modellbeschreibungen

Die Komplexität der den Wasser- und Stoffhaushalt von Flusseinzugsgebieten bestimmenden Prozesse und ihre Wechselbeziehungen untereinander erfordert eine der zeitlichen und räumlichen Skala angemessenen Herangehensweise. Um den Wasserhaushalt eines Flussgebietes in seiner Vielfalt und Dynamik beschreiben zu können, kommen insbesondere solche Modelle in Frage, die die räumliche Variabilität hinreichend genau erfassen können und deren Parameter physikalisch interpretierbar sind. Die Simulationsgüte physikalisch begründeter Modelle hängt entscheidend von der Verfügbarkeit der Eingangsinformationen ab, die die Systemeingänge, -eigenschaften und -zustände widerspiegeln müssen. Es ist deshalb unabdingbar, eine der Problemstellung, den hydrologischen Bedingungen und der Dimension des Untersuchungsraumes (örtlich und zeitlich) adäquate Diskretisierung zu wählen. Ziel dabei ist es, die Diskretisierung so problem-, informations- und prozessadäquat wie möglich bzw. notwendig vorzunehmen.

Für die hier durchgeführten Arbeiten wurde das hydrologische Modellierungssystem ArcEGMO (PFÜTZNER 2002) eingesetzt, das sich für derartige Studien insbesondere aufgrund seiner Anbindung an ein GIS eignet. Das für die Modellierung mit ArcEGMO entwickelte GIS-Datenmodell ist unabhängig von der verwendeten GIS-Software. Innerhalb dieser Arbeiten wurde auf die Software-Lösung von ESRI (ArcView) zurückgegriffen.

Die Modellierung erfolgt unabhängig von den Geometrien der zu beschreibenden Raumelemente, so dass die flächenbeschreibenden Geometrien sowohl durch Grids als auch durch Polygone dargestellt werden können. Durch die hier vorgenommene Berechnung der hydrologischen Größen auf Polygonbasis ergibt sich zum einen eine bessere Anpassung an die Heterogenität des Untersuchungsgebietes, zum anderen können bestimmte Fragestellungen problemorientierter bearbeitet werden.

Im Folgenden soll zunächst das hydrologische Modellsystem in seiner Rahmenstruktur näher erläutert werden, bevor die für die Stofftransportmodellierung im Gewässernetz (Gebietswasserhaushalt, Durchfluss und Stofftransport im Gerinne) und die Salzlaststeuerung erforderlichen Module vorgestellt werden. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der detaillierten Beschreibung der Prozesse im Gewässernetz (Durchfluss- und Stofftransportmodellierung sowie Salzlaststeuerungsmodul), um die eigenen Entwicklungsarbeiten am Modell ArcEGMO in den Vordergrund zu stellen.

4.1 Hydrologisches Modellierungssystem ArcEGMO

ArcEGMO ist ein GIS-gestütztes, multiskalig anwendbares Modellierungssystem zur flächengenauen Beschreibung der hydrologischen Teilprozesse in Flusseinzugsgebieten. Es wurde gemeinsam vom BAH Berlin und dem PIK-Potsdam entwickelt (PFÜTZNER 2002, BECKER ET AL. 2002) und kann für flächen- und zeitdifferenzierte Analysen des Wasserhaushaltes und der hydrologischen Prozesse in Landschaften unterschiedlicher Größe eingesetzt werden. Je nach Aufgabenstellung können unterschiedlich detaillierte Teilprozessmodelle zu einem Gesamtmodell verknüpft werden, wobei für die Simulation der einzelnen Prozesse unterschiedliche polygonbasierte Raumdiskretisierungen genutzt werden.

Primär unterscheidet man bei den elementaren hydrologischen Prozessen und die an sie gebundenen Stofftransporte die vertikalen Austauschprozesse zwischen Atmosphäre, Landoberfläche und Grundwasser sowie den lateralen Abflüssen. Dazu wird in ArcEGMO eine Strukturierung des Modells in das Zwei-Domänen-Konzept (BECKER ET AL. 1987) vorgenommen und zwar in die vertikale bzw. in die laterale Prozess-Domäne. Diese werden in weitere Modellebenen untergliedert und bilden somit die Grundlage für das Mehr-Ebenen-Modellkonzept von ArcEGMO, welches auch in der Abbildung 4.1 dargestellt ist.

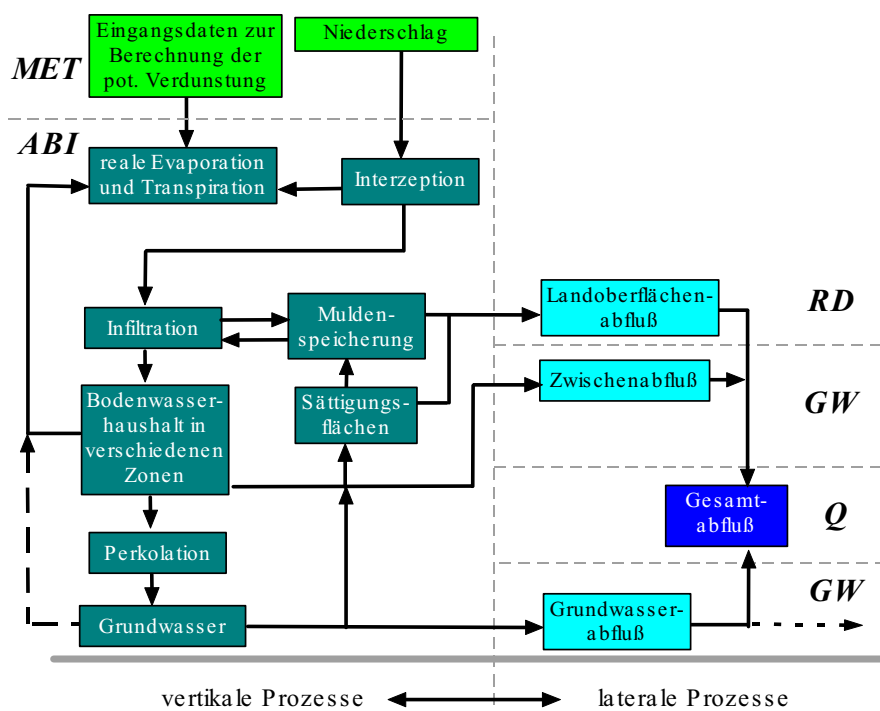


Abb. 4.1: Mehr-Ebenen-Modellkonzept von ArcEGMO (nach PFÜTZNER 2002).

Demnach erfolgt die Modellierung auf den Ebenen

Meteorologie (MET): Ermittlung der meteorologischen Modelleingangsgrößen und deren flächenhafte Übertragung;

Abflussbildung (ABI): Beschreibung der Vertikalprozesse (Evapotranspiration, Interzeption, Infiltration, Muldenspeicherung, Bodensickerwasserbildung);

Abflusskonzentration (RD): Beschreibung der Abflusskonzentration auf der Landoberfläche (laterale Abflussprozesse);

Grundwasser (GW): Beschreibung der unterirdischen Abflussprozesse;

Durchfluss (Q): Beschreibung des Durchflusses im Gewässernetz.

Jede Modellebene besitzt eine spezifische Diskretisierung in Raumelemente entsprechend der räumlichen Variabilität der maßgeblichen, prozessbeeinflussenden Raumeigenschaften. Jedem Raumelement können adäquate Teilprozessmodelle zugeordnet werden. Die Datenflüsse zwischen den Raumelementen einer Ebene und zwischen den verschiedenen Ebenen werden über Bezüge in der GIS-Datenbasis organisiert, wobei dies in ArcEGMO über die verschiedenen Programmkomponenten realisiert wird. Diese bilden das Rahmenprogramm, welches somit die folgenden Aufgaben übernimmt:

- die räumliche und zeitliche Diskretisierung für die Prozess- und Systemmodellierung,
- die Verwaltung der GIS-Schnittstellen,
- die Modellparametrisierung,
- die gesamte Datenverwaltung inklusive der Organisation der Datenflüsse zwischen den einzelnen Modellebenen und
- die Modulkontrolle.

Die hydrologischen Prozesse innerhalb einer Modellebene werden über die Modellkomponenten beschrieben. Diese werden wiederum über Module definiert, die jeweils genau einen hydrologischen Teilprozess charakterisieren. In einer Modellbibliothek sind all diese prozessbeschreibenden Teilmodelle abgelegt. Die Modellbibliothek ist erweiterbar, da das Rahmenprogramm bzw. die Modellkomponenten streng gekapselt sind und offene Schnittstellen für die Integration weiterer Modellansätze besitzen. Derzeit sind Algorithmen zur Beschreibung der Vegetationsdynamik, Evapotranspiration, Interzeption, Infiltration, Schneedynamik, Bodenfeuchte-, Bodenwärme- und C/N-Dynamik in der ungesättigten Bodenzone sowie zur Simulation der lateralen Konzentrationsprozesse an der Bodenoberfläche, im Grundwasser und im Gerinne enthalten (s.a. 4.1).

Wasserwirtschaftliche Anlagen bzw. Bauwerke (Speicher, Entnahmen, Überleitungen etc.) können über entsprechende Bewirtschaftungsregeln ebenfalls berücksichtigt werden.

Zur Abbildung der Wirkung von Talsperren in Flussgebieten wurde in ArcEGMO eine variable Lösung integriert, die eine (jahres-)zeitabhängige Regelung unter Berücksichtigung von Nutzeransprüchen mit einer Regelung in Extremsituationen (NW, HW) kombiniert. Die Abbildung von sonstigen Rückhaltebecken kann mit diesem Ansatz ebenfalls durchgeführt werden. Diese Wassermanagementmodule bilden auch die Grundlage für das zu integrierende Salzlaststeuermodul, welches in Kapitel 4.5 ausführlich beschrieben wird.

Bei den zur Teilprozessbeschreibung einsetzbaren Modulen handelt es sich fast ausschließlich um physikalisch begründete, konzeptionelle Modellansätze. Auch zur Beschreibung der Grundwasserkomponente sind in der Modulbibliothek einfache, für eine Vielzahl von Aufgabenstellungen aber ausreichende, Speicheransätze implementiert. Diese Speicheransätze können deaktiviert werden, wenn über eine Kopplung mit Grundwasserströmungsmodellen durch diese der zeitvariable Grundwasserflurabstand und der Grundwasserzufluss zum Gewässersystem vorgegeben werden kann.

Da sämtliche für die hydrologische Modellierung relevanten Daten, die Datenflüsse und die Ergebnisse raumbezogen sind, erfolgt deren Organisation und Verwaltung ebenso wie die Modellparameterermittlung unter Einbeziehung von GIS-Informationen. Die Verwendung allgemein verfügbarer digitaler Karten und die Ableitung der erforderlichen Modellparameter direkt aus den in diesen Karten dargestellten Attributen und ihnen zugeordneten Kenngrößen lässt die Anwendung des Modells auch in hydrologisch nicht oder wenig untersuchten Gebieten zu.

Eine wichtige Eigenschaft des hydrologischen Modellierungssystems ArcEGMO ist die variable Disaggregation des Einzugsgebietes in beliebige Flächeneinheiten. Durch die GIS-Verschneidung der elementaren räumlichen Eingangsinformationen entstehen die sogenannten Elementarflächen als kleinste Flächeneinheit mit homogenen Eigenschaften bzgl. der Bodeneigenschaften, der Landnutzung bzw. der Vegetation und der Grundwasserflurabstände. Die für die hydrologische Modellierung relevanten Parameter, wie beispielsweise die bodenphysikalischen Kennwerte oder der durch die Landnutzung hervorgerufene Versiegelungsgrad, werden dabei über Relatetabellen den bei der Verschneidung entstandenen Raumeinheiten zugeordnet.

Die Zeitschrittweite des Modells kann an die verfügbaren hydrometeorologischen Daten angepasst werden und liegt innerhalb der hier vorgestellten Untersuchungen bei einem Tag. Eine höhere zeitliche Diskretisierung wäre jedoch ohne weiteres durchführbar, wenn die Datengrundlage dies zulassen würde.

Bei der Modellarbeit ist es zunächst erforderlich, die meteorologischen Modelleingangsgrößen (Niederschlag, Temperatur, Strahlung, etc.), die in der Regel punktuell gemessen werden, auf die zu modellierenden Flächeneinheiten zu übertragen. Diese Übertragung kann direkt erfolgen, ohne für diese Modellebene eine gesonderte räumliche Diskretisierung einzuführen. Dazu werden für jede Modellierungseinheit bis zu vier relevante Stationen ausgewählt und entfernungsgewichtet berücksichtigt. Bei dem in dieser Arbeit verwendeten erweiterten Quadrantenverfahren (STREIT 1986, SACHER ET AL. 1996) wird die nächstgelegene Station aus jedem Quadranten herangezogen, wobei der Ursprung des Koordinatenkreuzes aus dem Gebietsmittelpunkt bzw. -schwerpunkt der zu modellierenden Raumeinheit gebildet wird. Eine Korrektur über die Höhendifferenz des Raumelementes

zu den Stationen fließt ebenfalls mit ein. Desweiteren kann bei der Übertragung der klimatischen Eingangsgrößen die Abhängigkeit der Strahlungsintensität von Exposition und Geländeneigung und der Einfluss der Flächennutzung auf die Albedo berücksichtigt werden.

Mit dem oben festgelegten Tageszeitschritt bei der Modellierung erfolgt als Erstes die flächendifferenzierte Berechnung der Vertikalprozesse. Dies liefert als erstes Zwischenergebnis die potentielle Verdunstung. Die dann folgenden Vertikalprozessberechnungen liefern die Wasserhaushaltsgrößen der realen Verdunstung, die Sickerwasserbildung und die Oberflächenabflussbildung als Resultat, wobei die Sickerwasserbildung aufgeteilt wird in die Komponenten der Grundwasserneubildung und den lateralen unterirdischen Zwischenabfluss (BECKER 2004, SCHWARZE ET AL. 1999, BECKER 1983).

Diese ersten Ergebnisse bzgl. der vertikalen Ebene, die in jedem Zeitschritt neu berechnet werden, dienen als Eingangsgröße der Komponentenmodelle zur Berechnung der lateralen Abflussprozesse wie der Abflusskonzentration auf der Landoberfläche, im Untergrund und im Gewässernetz selbst. Die berechneten Abflüsse aller Teilgebiete werden superponiert, und die resultierenden Zuflüsse zum Gewässernetz dienen als Modelleingang für die Durchflussberechnungen im Flusslängsschnitt.

Zur Berechnung der unterirdischen lateralen Flüsse von den Bildungsflächen hin zum oberirdischen Fließgewässersystem hat sich in ArcEGMO für mesoskalige Anwendungen ein Einzellinearspeicheransatz bewährt (BECKER ET AL. 1987). Auf der Basis der Gliederung des Untersuchungsraumes in grundwasserferne Bereiche, Hang- und Drainageflächen und grundwassernahe Niederungsgebiete wird jedem dieser drei Gliederungsbereiche ein Einzellinearspeicher zugeordnet. Der Gesamteintrag in das Grundwassersystem wird pro Zeitschritt aufgeteilt in die Neubildungskomponenten für diese drei Speicher. Der Leerlauf jedes Einzellinearspeichers wird über eine Speicherkonstante gesteuert.

Es kann jedoch vorkommen, dass sich ab bestimmten Grundwasserständen ein anderes Abflussregime einstellt, weil z.B. besser durchlässige Schichten eingestaut werden. Zur Beschreibung dieser Phänomene kann ein zusätzlicher 2-Schichtansatz aktiviert werden. Sobald die Speicherkapazität des Primärspeichers überschritten wird, erfolgt ein Überlauf in den Sekundärspeicher, der keine Volumenbegrenzung besitzt. Hierdurch wird dann eine völlig andere Auslaufcharakteristik wirksam. Konzeptionell wird dadurch die Aktivierung von Horizonten hoher hydraulischer Leitfähigkeit bei ansteigendem Grundwasserspiegel abgebildet.

Die Beziehung zwischen Speisungs- und Entlastungsgebieten eines Grundwassereinzugsgebietes wird durch eine partielle Reihenschaltung der den Speisungsgebieten (grundwasserferne, Hang- und Drainageflächen) zugeordneten Primärspeichern mit dem Speicher der grundwassernahen Entlastungsgebiete berücksichtigt. So kann es zu einer Reduktion des unterirdischen Basisabflusses bei Passage durch die grundwassernahen Flächen kommen, wenn der dortige Entzugsbedarf nicht durch den Eigenwasservorrat gedeckt werden kann.

Dieses Modellkonzept zur Abbildung der Grundwasserdynamik wurde sowohl für den Gesamttraum als auch für das Fokusgebiet verwendet. Die Prozessbeschreibungen zur Abbildung der Abflussbildung und -konzentration, des Durchflusses und des Stofftransportes sollen im Weiteren noch näher spezifiziert werden (s. Kap. 4.2 - 4.4).

4.2 Abflussbildung und -konzentration

Wasserhaushaltsberechnungen auf Elementarflächenbasis stellen im Rahmen des Modellierungskonzeptes von ArcEGMO die genaueste Approximation an die Realität dar, da diese Flächenuntergliederung der tatsächlich vorhandenen Flächendifferenzierung des Untersuchungsgebietes am Besten entspricht. Für die in dieser Arbeit durchzuführenden Untersuchungen auf der Mesoskala sind jedoch räumliche Aggregierungen erforderlich, um die Anzahl der zu modellierenden Flächeneinheiten zu reduzieren.

Aus Sicht der genesteten Vorgehensweise bei den Modellierungsarbeiten (s. hierzu Kap. 2.1) ist eine derartige räumliche Zusammenlegung sinnvoll und notwendig, um damit die Rechenzeiten, vor allem im Gesamttraum, in Grenzen zu halten. Im Rahmen der Simulationsrechnungen sind dabei homogene Elementarflächen gleichen oder ähnlichen Typs zu *Hydrotopen* und *Hydrotopklassen* (BECKER 1975, STREIT 1994, DYCK ET AL. 1995) zusammenzufassen, die bei der Modellierung als Block behandelt werden können und so eine aggregierte Modellierung auf Teileinzugsgebietsebene erlauben.

Die Simulation des Wasserhaushaltes im Gesamttraum bzw. im Fokusgebiet werden auf dieser Grundlage mittels unterschiedlicher Teilprozessmodelle auf unterschiedlichen Bezugsebenen durchgeführt. Dieses Vorgehen soll im Folgenden noch detaillierter beschrieben werden.

4.2.1 Modellansätze im Fokusgebiet

Für die Untersuchungen im Raum 2 wurde im Rahmen von ArcEGMO das Abflussbildungsmodul **PSCN** (*Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Model*, KLÖCKING ET AL. 2003) eingesetzt, welches neben der Wasserdynamik im System Vegetation-Boden auch den Kohlenstoff-/Stickstoffhaushalt simulieren kann (s. Abb. 4.2).

Wie aus der Abbildung 4.2 ersichtlich, lässt sich das PSCN-Modul in die drei Hauptkomponenten Bodenmodell, Vegetationsmodell und Schneemodell untergliedern. Damit wird klar, dass das PSCN-Modul nur die Berechnung der Prozesse der vertikalen Domäne innerhalb der Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen von ArcEGMO übernimmt (s.a. Abb. 4.1). Räumliche Aggregierungen innerhalb dieses Modules sind nicht notwendig, da der PSCN-Ansatz eine detailgetreue Simulation des Wasserhaushaltes auf Elementarflächenebene erlaubt.

Durch die Kopplung eines komplexen Vegetationsmodells mit einem detaillierten Bodenmodell, und die Integration eines Fruchtfolgengenerators können die landwirtschaftlichen Anbaustrukturen regionsspezifisch wiedergegeben werden (KLÖCKING ET AL. 2003). Das Vegetationsmodell enthält Wachstumsmodelle für Wald- und landwirtschaftliche Flächen:

- Waldwachstumsmodell 4C (FORESEE: FORESt Ecosystems in a changing Environment; BUGMANN ET AL. 1997, SCHABER ET AL. 1999, SUCKOW ET AL. 2001);
- Vegetationsmodell CROP (nach SWAT2000; NEITSCH ET AL. 2002);

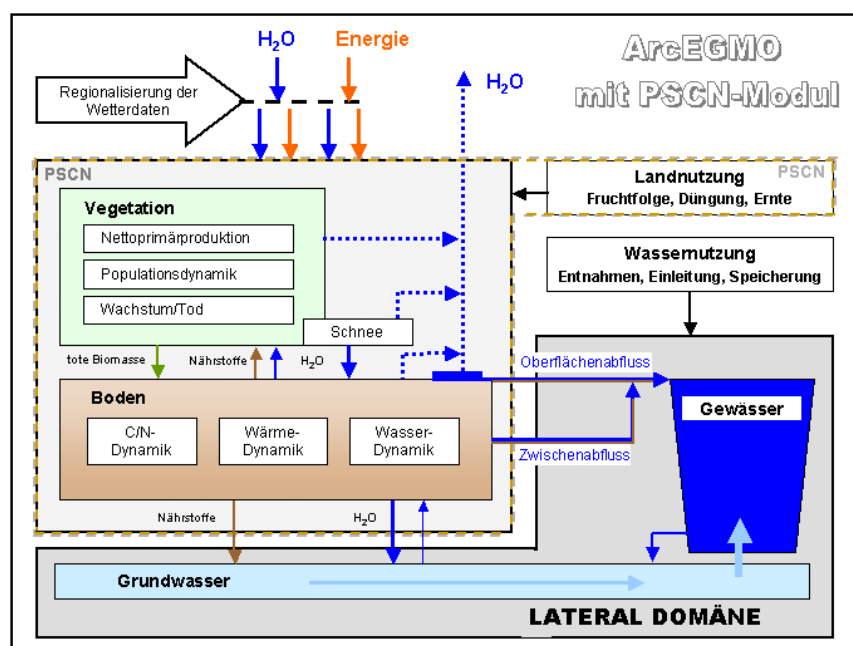


Abb. 4.2: Das PSCN-Modul im Rahmen des hydrologischen Einzugsgebietsmodells ArcEGMO - Überblick über die simulierten Teilprozesse (aus KLÖCKING ET AL. 2003).

- allgemeines dynamisches Pflanzenmodell auf der Basis von Tabellenfunktionen;
- allgemeines statisches Modell.

Ausgehend von der Landnutzung auf den Elementarflächen kann die Vegetationsdynamik daher mit unterschiedlichen Pflanzenmodellen simuliert werden. Je nach Zielstellung bzw. Eingangsdatenbasis kann auch mit einem vereinfachten Landnutzungsmodell ohne Berücksichtigung der C/N-Dynamik im Boden und im Bestand gerechnet werden, so dass eine flächendeckende Simulation des Gebietswasserhaushaltes ohne detaillierte Vegetationsmodellierung erfolgen kann. Aufgrund der Fragestellungen und Zielsetzungen innerhalb dieser Studien wird hier lediglich ein allgemeines dynamisches Pflanzenmodell auf der Basis von Tabellenfunktionen bzw. ein allgemeines statisches Modell aktiviert, welches prinzipiell für alle Flächen initialisiert werden kann (KLÖCKING ET AL. 2003).

Beim allgemeinen dynamischen Ansatz steht die Verarbeitung von Zeitfunktionen zur Beschreibung der innerjährlichen bzw. mehrjährigen Dynamik der für den Gebietswasserhaushalt wichtigen vegetationsspezifischen Parameter Wurzeltiefe und Blattflächenindex im Vordergrund. Beim statischen Landnutzungsansatz werden mittlere Kennwerte für den Bedeckungsgrad, die Interzeptionsspeicherkapazität, den Versiegelungsgrad, die Albedo und die Oberflächenrauigkeit eingelesen. Die Kennwerte hierzu lassen sich der Literatur entnehmen (bspw. BOLLRICH ET AL. 1992). Dieser Ansatz eignet sich insbesondere für

Siedlungen, Halden, etc. also für Flächen, die nicht primär durch ihre Vegetation bestimmt sind.

Das Bodenmodell besteht aus einem Kohlenstoff-/Stickstoffmodell, einem Bodenwärmemodell und einem Bodenfeuchtemodell. Sowohl die C/N-Dynamik wie auch das Wärmemodell innerhalb der Bodenzone sind für die hier notwendigen Betrachtungen nicht relevant, und werden daher nicht mit berücksichtigt.

Die Modellierung der Bodenwasserdynamik erfolgt mit einem Mehrschicht-Kapazitätsmodell nach KOITZSCH (1977) und GUGLA (1969), welches die Bodenwasserdynamik mittels abgeleiteter bodenspezifischer Kennwerte wie Feldkapazität und permanenter Welkepunkt zur Charakterisierung der Wasserspeicherung unter bestimmten Spannungsverhältnissen beschreibt. Das Originalmodell wurde jedoch insbesondere hinsichtlich der Terme zur Abbildung der Verdunstungsintensität überarbeitet, da diese durch die oben beschriebenen Pflanzenmodelle beeinflusst werden. Zudem wurde ein Ansatz zur Beschreibung der hypodermischen Abflussbildung integriert. Die Modellierung der Bodenprozesse erfolgt unter Berücksichtigung der horizontalen Schichtung des Bodens bis hinunter zum Ausgangssubstrat. Dabei werden an grundwasserbeeinflussten Standorten auch temporär gesättigte Bodenschichten einbezogen. Weitere Einzelheiten hierzu finden sich in KLÖCKING ET AL. (2003).

Als treibende klimatische Größen für die Modellierung werden die Lufttemperatur, der Niederschlag, die Luftfeuchte und die Globalstrahlung in täglicher Auflösung benötigt, die durch das Rahmenprogramm ArcEGMO für jedes Raumelement zur Verfügung gestellt werden. Die zur Beschreibung der Prozesse, wie potentielle Evapotranspiration, Schneedynamik, Interzeption und Infiltration, benötigten Modellansätze können aus der Modellbibliothek von ArcEGMO übernommen werden, da die einzelnen Teilmodelle streng gekapselt sind, so dass auch hier eine freie Kombination verschiedenartiger Teilmodelle ermöglicht wird. Eine Zusammenstellung aller in dieser Arbeit verwendeten Teilprozessmodelle bezüglich der vertikalen Abflussbildung gibt die Tabelle 4.1.

Neben den Zustandsgrößen zur Charakterisierung der Vegetationsdynamik und der Bodenprozesse werden für jede Elementarfläche folgende Wasserhaushaltsgrößen berechnet und zur weiteren Simulation an die laterale Domäne von ArcEGMO übergeben:

- aktuelle Verdunstung,
- Oberflächenabflussbildung,
- hypodermischer Abfluss,
- Sickerwasserbildung (Perkolat) aus der Wurzelzone bzw. Pflanzenentzug aus der gesättigten Zone bei grundwasserbeeinflussten Standorten.

Die Beschreibung der Konzentration des Landoberflächenabflusses erfolgt im Fokusgebiet nach der Theorie der kinematischen Welle (GUPTA ET AL. 1976, WILLGOOSE ET AL. 1991). Entsprechend dieses Ansatzes lässt sich die dynamische Wellengleichung nach Saint-Venant (s.a. Kap. 4.3) auf den Gravitations- und Reibungsterm reduzieren. Insbesondere für den

Tab. 4.1: Zusammenstellung der Teilprozessmodelle zur Berechnung der Abflussbildungsprozesse innerhalb der Fokusebene.

Teilprozess	Modellansatz	Literatur
Pot. Evapotranspiration	Turc/Ivanov	DVWK 1996 (korrigiert nach KOITZSCH ET AL. 1990)
Schneemodell	Weise/Wendling	WEISE ET AL. 1974
Interzeption	abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf	DYCK ET AL. 1995
Infiltration	empirischer Ansatz nach Holtan	HOLTAN 1961
Vegetationsdynamik	dynamisches Pflanzenmodell auf der Basis von Tabellenfunktionen / statisches Modell	KLÖCKING ET AL. 2003
Bodenwasser	Mehrschicht-Kapazitätsmodell	KOITZSCH 1977, GUGLA 1969

Oberflächenabfluss ist diese Vereinfachung zulässig, da hier die Gravitation die anderen Kräfte um Größenordnungen übertrifft.

Der in der Vertikalebene gebildete Oberflächenabfluss fließt zuerst als Schichtabfluss ab und sammelt sich entsprechend des örtlichen Mikroreliefs in kleinen Abflussrinnen und fließt zum Gewässer bzw. zum unterliegenden Raumelement. Die Fließgeschwindigkeit wird durch das Gefälle, die Oberflächenrauigkeit, die abfließende Wassermenge und die benetzte Oberfläche bestimmt. Da die Gerinnebreite der Mikrogerinne wesentlich größer als deren Tiefe ist, kann auf eine Unterscheidung zwischen Schichtabfluss und Abfluss im Mikrogerinne verzichtet und der Landoberflächenabfluss insgesamt als Schichtabfluss beschrieben werden. Für jedes Raumelement wird damit die Fließzeit zum vollständigen durchfließen des Oberflächenabflusses ermittelt und der Abflussanteil bestimmt, der im aktuellen Zeitschritt das Segment verlässt und dem Unterlieger zugeordnet wird.

4.2.2 Modellansätze im Gesamttraum

Für die mesoskaligen Wasserhaushaltsberechnungen im Raum 1 sind räumliche Aggregationen auf Teileinzugsgebiete erforderlich, da auf dieser Untersuchungsebene lediglich zusammenfassende Aussagen bzgl. des Wasser- und Stoffhaushaltes notwendig bzw. möglich sind. Hierzu wird in ArcEGMO eine Aggregierungsmethodik angewandt, bei der durch die Zusammenfassung der quasi-homogenen Elementarflächen zu Hydrotopen und Hydrotopklassen eine interne Modellierungseinheit gebildet wird.

Die Klassifizierung erfolgt skalenabhängig entsprechend der Dominanz der hydrologisch relevanten Prozesse (Verdunstungs- und Abflussbildungspotential). Die durch das Modellierungssystem unterstützte Bildung von Hydrotopklassen ist äußerst flexibel sowohl im Hinblick auf die Anzahl der Klassen als auch auf die Definition jeder Klasse.

Ein Hydrotop wird durch räumlich zusammenhängende Elementarflächen mit gleichem

oder ähnlichem hydrologischen Regime gebildet (BECKER ET AL. 1987, PFÜTZNER 1990, BECKER ET AL. 1999). Es ist durch ähnliche Systemeingänge und -eigenschaften gekennzeichnet und reagiert quasi homogen bezüglich der maßgebenden Systemausgänge. Eine Klassifizierung erfolgt in zwei Teilschritten:

1. Vorklassifizierung der Elementarflächen,
2. Zuordnung der Elementarflächen zu Hydrotopklassen.

Die Vorklassifizierung erfolgt skalenabhängig entsprechend der Dominanz der hydrologisch relevanten Prozesse und ihres Raum-Zeit-Verhaltens. Grundannahme hierbei ist, dass die Prozessdominanz anhand der Flächeneigenschaften wie Bodentyp, Grundwasserflurabstand, Vegetation und Landnutzung definiert werden kann. Die Elementarflächenklassifizierung sollte sich vornehmlich an hydrologischen Gesichtspunkten orientieren und in erster Linie solche Flächen voneinander abgrenzen, die sich bezüglich ihres Verdunstungs- und Abflussbildungspotentials charakteristisch unterscheiden (s. LAHMER ET AL. 2000).

Primäres Kriterium bei der entsprechenden Vorklassifizierung im Unstruteinzugsgebiet war der Landnutzungstyp. Folgende Flächencharakteristika wurden dabei insbesondere in Betracht gezogen:

- Grünflächen;
- Ackerflächen;
- Waldflächen;
- Gebirgsflächen;
- Feuchtflächen;
- Siedlungsflächen (Bebauungs- oder Verkehrsflächen);
- Wasserflächen.

Eine weitergehende Unterscheidung erfolgte nach dem Grundwasserflurabstand und nach topographischen Gesichtspunkten (Hangneigung).

Unter einer Hydrotopklasse wird die ortsunabhängige Zusammenfassung gleicher Hydrotopie innerhalb einer größeren Flächeneinheit (beispielsweise einer Teileinzugsgebietsfläche) verstanden. Sie können, alternativ zu Elementarflächen, die Modellierungsebene für die Abflussbildungsprozesse darstellen.

Die Bildung der Hydrotopklassen kann in ArcEGMO sehr flexibel gehandhabt werden. Bei der Eingliederung können je nach Maßstabsebene und zu lösender Aufgabenstellung unterschiedliche Eigenschaften der zugrunde liegenden Elementarflächen verwendet und beliebig miteinander kombiniert werden. Prioritär sollten dabei folgende Gebietseigenschaften berücksichtigt werden (BECKER 2004):

Priorität 1: Topographie, zunächst in den Kategorien Hochflächen, Hangflächen (beide mit tiefliegendem Grundwasser), Tallagen (mit oberflächennahem Grundwasser) sowie Wasserflächen und regelrechte Feuchtfächen;

Priorität 2: Landnutzungs- und Bedeckungstypen (Acker-, Grünland- und Waldflächen, Bebauungs- und Verkehrsflächen, Fels- und Steinflächen).

Nach diesen Gesichtspunkten wurde auch innerhalb dieser Arbeiten vorgegangen. Das Ergebnis einer derartigen Einordnung in Hydrotopklassen kann dem Abschnitt 5.2.3 entnommen werden.

Bei der Modellierung der Abflussbildungsprozesse auf Hydrotopbasis geht nur der Flächenanteil einer Hydrotopklasse am Teileinzugsgebiet als Zusammenfassung aller gleichartigen und ähnlichen Hydrotope ein. Die Lage des einzelnen Hydrotops findet bei der weiteren Modellierung keine Berücksichtigung mehr. Die Flächenvariabilität der einzelnen hydrologischen Parameter innerhalb einer Hydrotopklasse kann dann wiederum über Verteilungsfunktionen beschrieben werden (vgl. dazu PFÜTZNER ET AL. 1998, LAHMER ET AL. 1999). Die einzelnen Klassen können bei der Modellierung als Einheit behandelt werden, und erlauben damit eine effiziente, aggregierte Betrachtung der Wasserhaushaltskomponenten auf Teileinzugsgebietsebene.

Mit Hilfe des hier beschriebenen Hydrotopkonzeptes lassen sich mit einem vertretbaren Rechenaufwand die Berechnungen der Abflussbildungsprozesse für den Gesamttraum durchführen. Ohne auf die Einzelheiten aller Teilprozesse einzugehen, wird in Tabelle 4.2 ein Überblick aller angewandten Teilmodelle der vertikalen Domäne angegeben. Die dort beschriebenen Modellkomponenten beruhen auf Ansätzen des konzeptionellen Modellsystems EGMO (BECKER 1975, BECKER ET AL. 1987). Jede dieser Modellkomponenten kann mit flächenverteilten Parametern arbeiten und für beliebige Teilflächen eingesetzt werden.

Tab. 4.2: Zusammenstellung der Teilprozessmodelle zur Berechnung der Abflussbildungsprozesse auf Gesamtgebietsebene.

Teilprozess	Modellansatz	Literatur
Pot. Evapotranspiration	Turc/Ivanov	DVWK 1996 (korrigiert nach KOITZSCH ET AL. 1990)
Schneemodell	Weise/Wendling	WEISE ET AL. 1974
Interzeption	abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf	DYCK ET AL. 1995
Infiltration	empirischer Ansatz nach Holtan	HOLTAN 1961
Bodenwasser	Kapazitätsansatz (BOKA)	BECKER ET AL. 1987

Bei der Berechnung des Landoberflächenabflusses innerhalb des Gesamtgebietes wird davon ausgegangen, dass der bei der Abflussbildung ermittelte Direktabfluss aller betrachteter Flächen während des Berechnungszeitschrittes vollständig die Vorfluter erreicht, und

direkt an die Modellebene für den Durchfluss (Q ; s.Kap. 4.1) ohne jegliche Verzögerungseffekte weitergegeben wird. Bei einem hier gewählten Zeitschritt von einem Tag ist diese Voraussetzung ohne Einschränkung gegeben.

Ein einfacher Kapazitätsansatz dient zur Beschreibung der Wasserspeicherung in der ungesättigten Bodenzone (Modellansatz *BOKA* nach BECKER ET AL. 1987). Er eignet sich speziell für die Anwendung in meso- bis makroskaligen Gebieten auf der Basis großer zu modellierender Flächeneinheiten. Voraussetzung für die Nutzung dieses Modells ist eine Unterscheidung in grundwasserbeeinflusste und grundwasserferne Hydrotöpfe. Der Bodenkapillarspeicherraum wird dabei in maximal zwei virtuelle Feuchteschichten unterteilt, deren horizontale Verschiebung zueinander von der Niederschlagsinfiltration bzw. dem Bodenwasserentzug abhängt. Die Kapazität des Speicherraumes ergibt sich aus einer für den Standort repräsentativen nutzbaren Feldkapazität bezogen auf die Mächtigkeit der wechselseuchten Bodenzone. Eine weitergehende, detaillierte Prozessbeschreibung findet sich in PFÜTZNER (2002).

Somit sind auch für den Gesamttraum alle wichtigen Modellansätze zur Beschreibung der Teilprozesse für die Abflussbildung und -konzentration genannt worden, so dass im Folgenden zur eingehenden Betrachtung der Modellbeschreibungen der in dieser Arbeit primär betrachteten Prozesse der Durchfluss- bzw. Stofftransportmodellierung und die notwendige Beschreibung des Steuerkonzeptes übergegangen werden kann.

Hierbei ist eine differenzierte Betrachtung zwischen den beiden Untersuchungsebenen nicht mehr notwendig, da die entwickelten Modellkonzepte gleichermaßen für die Fokusebene wie für den Gesamttraum angewendet werden können.

4.3 Durchflussmodellierung

Gilt es bei der Abflusskonzentration in den Einzugsgebieten Vorhersagen auf der Grundlage von Niederschlägen als Systemeingang zu liefern, so sind beim Ablauf von Hochwasserwellen Vorhersagen im Längsschnitt eines Gerinnes zu treffen. Von besonderem Interesse ist dabei die Abflachung der fließenden Welle infolge von Ausuferungen in Überschwemmungsgebieten oder beim Durchfließen von Speichern. Die Wasserbewegung in offenen Wasserläufen ist im Allgemeinen ein instationärer Strömungsprozess, da für die Beschreibung der Abflussvorgänge sowohl die Abläufe im Gelände als auch im Vorflutersystem berücksichtigt werden müssen.

Der Ablauf einer Hochwasserwelle im Gewässerbett kann vereinfacht als eindimensionale instationäre Wasserbewegung aufgefasst werden, gekennzeichnet durch die zeitliche Änderung der mittleren Fließgeschwindigkeit v und der Wassertiefe h an jeder Stelle des Gewässers (MANIAK 1997).

$$\frac{\partial v}{\partial x} \neq 0 \wedge \frac{\partial h}{\partial x} \neq 0 \quad (4.1)$$

Dieser instationäre Durchflussprozess kann auf der Grundlage hydrodynamischer Gesetze und der Erhaltungssätze für Masse und Energie sowie mit verteilten, physikalisch be-

gründeten Parametern (Geometrie Kennwerte, Rauigkeit usw.) beschrieben werden. Das systembeschreibende mathematische Modell lässt sich aus Kontinuitäts- und Energiegleichung sowie Anfangs- und Randbedingungen aufbauen, und entspricht dem dafür gültigen hydrodynamischen Modell der *Saint-Venant-Gleichungen* (DOOGE 1973, MAIDMENT 1992, BOLLRICH 2000, ZANKE 2002), die aus der dynamischen Grundgleichung und der Kontinuitätsgleichung bestehen.

Kontinuitätsgleichung (nach ROSEMANN ET AL. 1970):

$$v \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{A}{B} \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial t} = 0. \quad (4.2)$$

dynamische Grundgleichung (Energiegleichung, Impulssatz):

$$\frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{v}{g} \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial x} + I_R - I_S = 0. \quad (4.3)$$

mit

v	= Fließgeschwindigkeit	$[m/s]$
h	= Wassertiefe	$[m]$
x	= Ortskoordinate	$[m]$
t	= Zeitkoordinate	$[s]$
A	= Fließquerschnitt	$[m^2]$
B	= Breite des Stromstriches	$[m]$
I_R	= Reibungsgefälle	$[m/m]$
I_S	= Sohlgefälle	$[m/m]$
g	= Erdbeschleunigung	$[m/s^2]$.

Diese Gleichungen bilden ein System gekoppelter quasi-linearer Differentialgleichungen, die in geschlossener Form nicht lösbar sind, so dass zu ihrer Lösung numerische Verfahren angewendet werden müssen. Dieser Lösungsweg ist jedoch vor Allem auf Grund des hohen Aufwandes an Rechenkapazität und des Bedarfs an den Eingangsdaten für mesoskalige Modellierungen nicht praktikabel. Für längere Flussabschnitte oder Gewässernetze legen die benötigten Eingabedaten meist die Grenzen der Anwendbarkeit fest. Außerdem wird es als großes Defizit der existierenden hydrodynamischen Ansätze gewertet, dass bei Weitem nicht für alle Strömungsprobleme in sich geschlossene Lösungen existieren (BOLLRICH 2000; ZANKE 2002). Daher existieren unter gewissen Voraussetzungen Vereinfachungen des instationären Wellenablaufes, wobei die verwendeten Ansätze sich je nach Anwendungsbereich unterscheiden. Die Berechnung für Hochwasserwellenabläufe kann generell in die Gruppe der hydraulischen (dynamischen) und hydrologischen (konzeptionellen) Verfahren eingeteilt werden. Tabelle 4.3 gibt einen Überblick über mögliche Modellalternativen und ihren Hauptanwendungsgebieten.

In den hydrologischen, flussgebietsbezogenen Modellen kommen zumeist lineare konzeptionelle Ansätze (lineare Speicherkaskaden, Kalinin-Miljukov-Ansatz, Muskingum-Verfahren) auf der Basis stationärer hydraulischer Vorgaben zum Einsatz (vgl. DYCK ET AL. 1995, MANIAK 1997; SCHUMANN ET AL. 1999).

Tab. 4.3: Übersicht über mathematische Modelle für den instationären Abfluss (verändert nach DYCK ET AL. 1995).

Modellgruppe	Modellalternativen	Hauptanwendungsfälle	Bemerkungen
hydrodynamisch begründete (hydraulische) Modelle	<ul style="list-style-type: none"> • Saint-Venant-Gleichungen für den allmählich veränderlichen instationären Durchfluss - dynamischer Wellenansatz (vollständiges GLS), numerische Lösungen: explizite oder implizite Charakteristiken- oder Differenzenverfahren - Diffusionswellenansatz (Trägheitsglieder und Druckglieder vernachlässigt) 	<ul style="list-style-type: none"> • Flüsse und Kanäle mit bedeutenden Rückstauwirkungen, speziell mit unterkritischem Durchfluss • Untersuchungen zum longitudinalen Stofftransport in Flüssen zu den Auswirkungen geplanter Systemänderungen und anderen Aufgaben wasserwirtschaftlicher Planungen und Bemessungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Vorhersage der Auswirkungen von Veränderungen des Systems möglich • großer Aufwand bei der Parameterermittlung • obere und untere Randbedingungen erforderlich • Parameter physikalisch begründet
	<ul style="list-style-type: none"> - kinematischer Wellenansatz (Trägheitsglieder und Druckglied vernachlässigt) • Flüsse ohne bedeutende Rückstauwirkungen, speziell mit überkritischem Abfluss 	<ul style="list-style-type: none"> • operative Durchflussvorhersagen (außer in stark rückstaubeeinflussten Flachlandflüssen) 	<ul style="list-style-type: none"> • begrenzter Einsatz für kombinierte Durchfluss-, Transport- und Wasserbeschaffungsanalysen • nur obere Randbedingungen erforderlich • geringe Anzahl von Modellparametern • Modellparameter stellen nur Beziehungen zum Natursystem her
konzeptionelle (hydrologische) Modelle	<ul style="list-style-type: none"> • linearer oder nichtlinearer Einzelspeicher • Verzögerungsglied (Translationsglied) • Kombination dieser Systemelemente (Speicher-kaskade nach <i>Kalinin-Mitjukov</i>) • Muskingum-Modell • Diffusionsanalogie-Modell • nichtlineares Stufenmodell (mehrkanales System linearer Modelle) 		
Black-Box-Modelle	<ul style="list-style-type: none"> • Impulsantworten • Differenzgleichungen • statistische Beziehungen • Regressionsbeziehungen • unscharfe Mengen (<i>fuzzy sets</i>) 		<ul style="list-style-type: none"> • keine Berücksichtigung der physikalischen Grundlagen

In dieser Arbeit wird die Gewässerretention für den hier zu modellierenden Maßstabsbereich problemadäquat über systemhydrologische Ansätze beschrieben.

4.3.1 Konzeptionelle Verfahren

Mit den hydrologischen Verfahren werden Vereinfachungen in der physikalischen Beschreibung des Naturvorganges vorgenommen, die sich auch an die allgemeine Datensituation besser anpassen. Diese Verfahren stützen sich auf die integrierte Kontinuitätsgleichung in der Form:

$$\frac{dV}{dt} = Q_Z(t) - Q_A(t) \quad (4.4)$$

(*Retention = Zufluss - Abfluss*)

mit

$$\begin{aligned} V &= \text{Inhalt im Flussbettspeicher} && [m^3] \\ Q_Z &= \text{Zufluss zum betrachteten Flussabschnitt} && [m^3/s] \\ Q_A &= \text{Abfluss aus dem Flussabschnitt} && [m^3/s]. \end{aligned}$$

Als Ersatz für die dynamische Grundgleichung (Gl. (4.3)) tritt hier eine eindeutige Beziehung der Form

$$V = f(Q_A). \quad (4.5)$$

Sie berücksichtigt die morphologischen Besonderheiten der Flussstrecke durch entsprechende Parameter. Die verschiedensten konzeptionellen Verfahren unterscheiden sich dabei allein durch unterschiedliche Annahmen bezüglich einer Retention-Abfluss-Beziehung, mit denen die komplizierten Vorgänge beim Ablauf einer Hochwasserwelle idealisiert werden. Im Allgemeinen wird ein Flussabschnitt als lineares zeitinvariantes System betrachtet.

Der wesentliche Vorteil der hydrologischen Methoden besteht in der leichten Handhabung der Arbeitsgleichungen.

4.3.1.1 Das Kalinin-Miljukov-Verfahren

Bei instationärer Strömung führt das veränderliche Wasserspiegelgefälle zur Abflussschleife (Hysterese), so dass man nicht von einer einzigen Abflusskurve ausgehen kann. Das hydrologische Berechnungsverfahren nach *Kalinin-Miljukov* (ROSEMANN ET AL. 1970) geht jedoch von der Gültigkeit der eindeutigen Beziehung in Gleichung (4.5) aus, allerdings unter Berücksichtigung gewisser Voraussetzungen.

Wird das Steigungsmaß der Funktion $V = f(Q_A)$ mit τ bezeichnet, so besteht der Grundgedanke des Verfahrens darin, dass eine eindeutige Beziehung in einer Flussstrecke der Länge L , dem sogenannten charakteristischen Abschnitt, auch für instationäre Fließvorgänge angenommen wird und die Beziehung

$$dV = \tau dQ_A \quad (4.6)$$

weiterhin Gültigkeit behält. τ hat die Dimension einer Zeiteinheit [s] und kann als die Zeit interpretiert werden, die das Volumen V eines betrachteten Flussabschnittes benötigt, um bei stationärer Strömung durch diesen Abschnitt zu fließen. Somit kann dieser Parameter auch als eine Art Laufzeit betrachtet werden. Im Allgemeinen hängt τ vom Füllungsgrad des Gerinnes bzw. vom Abfluss Q_A ab.

Ausgehend von der Annahme in Gleichung (4.6) und der Annahme, dass eine lineare Beziehung zwischen dem Abfluss und dem gespeicherten Volumen besteht, kann man die Forderung stellen, dass gilt:

$$\tau = \frac{dV}{dQ_A} = \text{const.} \quad (4.7)$$

Bei Integration erhält man

$$Q_A = \frac{1}{\tau}(V - V_0). \quad (4.8)$$

Darin bedeutet V_0 (Einheit [m^3]) das Volumen, das die Flussbettvertiefungen füllt und das dem V für $Q_A = 0$ entspricht. Das Volumen V_0 spielt jedoch bei der Verformung der Abflusswelle keine Rolle und wird im Folgenden vernachlässigt.

Zusammen mit Gleichung (4.4) ergibt sich die Differentialgleichung

$$\frac{dV}{dt} + \frac{1}{\tau}V = Q_Z. \quad (4.9)$$

Nach Lösung des homogenen respektive des inhomogenen Anteiles ergibt sich im unteren Querschnitt des charakteristischen Abschnittes für den Abfluss

$$Q_A = Q_{A0} e^{-\frac{t}{\tau}} + \frac{1}{\tau} e^{-\frac{t}{\tau}} \int_0^t Q_Z e^{\frac{t}{\tau}} dt. \quad (4.10)$$

Da der Zufluss eine komplizierte Funktion von t ist, kann eine geschlossene Integration des zweiten Gliedes nicht durchgeführt werden. Erfolgt jedoch eine Unterteilung der Zuflussganglinie in Zeitintervalle Δt und wird $Q_Z = \text{const}$ während dieser Zeitintervalle angenommen, so ist der Übergang von der geschlossenen Integration zur Summation möglich.

Für $Q_Z = \text{const}$ erhält man vereinfachend

$$Q_A = Q_{A0} e^{-\frac{t}{\tau}} + Q_Z (1 - e^{-\frac{t}{\tau}}) \quad (4.11)$$

wobei es sich bei der Größe Q_{A0} um die Integrationskonstante (in [m^3/s]) handelt und den aktuellen Abfluss (Q_A für $t = 0$) ausdrückt.

Bei großen Flachlandflüssen ist es oft möglich, die Berechnungen mit konstanten Tagesmitteln des Abflusses durchzuführen. Schwankungen innerhalb von 24 Stunden werden also nicht berücksichtigt bzw. gehen nur über das Tagesmittel in die Berechnung ein.

Betrachtet man nun den Fall, dass sich der Zufluss Q_Z während eines Zeitintervalles Δt nach dem linearen Gesetz

$$Q_Z = Q_{Z0} + \gamma t \quad (4.12)$$

ändert, in dem Q_{Z0} den aktuellen Zufluss beschreibt, und setzen wir diesen Ausdruck in die Gl. (4.10) ein und integrieren in den Grenzen von $t = 0$ bis $t = \Delta t$, so erhält man mit $\gamma = \frac{\Delta Q_Z}{\Delta t}$ die Arbeitsgleichung des einfachen analytischen Verfahrens nach Kalinin-Miljukov (ROSEMANN ET AL. 1970):

$$Q_A = Q_{A0} + (Q_{Z0} - Q_{A0}) K_1 + (Q_Z - Q_{Z0}) K_2 \quad (4.13)$$

und

$$K_1 = (1 - e^{-\frac{\Delta t}{\tau}}) \quad (4.14)$$

$$K_2 = 1 - \frac{\tau}{\Delta t} K_1. \quad (4.15)$$

Hieraus lässt sich entnehmen, dass die Änderung des Abflusses im Zeitintervall Δt von der Differenz der Zu- und Abflüsse im Zeitpunkt $t = 0$ ($Q_{Z0} - Q_{A0}$) und von der Änderung des Zuflusses ($Q_Z - Q_{Z0}$) während des gleichen Zeitintervalles abhängt.

4.3.1.2 Muskingum-Verfahren

Zur Berechnung des rückstaufreien Hochwasserablaufs in Gerinnen eignet sich das hydrologische *Muskingum-Verfahren* (CUNGE 1968) ebenfalls sehr gut. Beim Muskingum-Verfahren wird die lineare Speicherbeziehung (Gl. (4.7)) um einen instationären Speicheranteil erweitert, dessen Größe durch einen Anpassungsparameter gesteuert wird.

Für das Volumen eines prismatischen Gerinneabschnittes V_p (in $[m^3]$) gibt es einen direkten funktionalen Zusammenhang mit dem Durchfluss

$$V_P = K_M * Q_A \quad (4.16)$$

wobei K_M eine Speicherkonstante (Dimension der Zeit [s]) für den entsprechenden Gerinneabschnitt darstellt. K_M kann ähnlich wie beim Kalinin-Miljukov-Verfahren als Laufzeit einer Hochwasserwelle innerhalb eines definierten Abschnittes interpretiert werden und stellt das Steigungsmaß der eindeutigen Retentions-Abfluss-Beziehung dar.

Der Zulauf einer Hochwasserwelle kann mit Hilfe eines keilförmigen Zusatzspeichers V_K (ebenfalls in $[m^3]$) dargestellt werden, für den die Beziehung

$$V_K = K_M * X * (Q_Z - Q_A) \quad (4.17)$$

gilt. Hierbei ist X ein dimensionsloser Wichtungsfaktor, der die relative Bedeutung von Zu- und Abfluss innerhalb der Berechnung des Volumens des Speichers widerspiegelt. Bei natürlichen Gerinnen schwankt der Parameter X zwischen Werten von 0 und 0,3 und kann

für die meisten Gerinne mit 0,2 festgelegt werden (s. NEITSCH ET AL. 2002, KRYSANOVA ET AL. 2001). Er wird zu Null, wenn die Retention allein vom Abfluss abhängt (Ausfluss aus einem See), und erreicht den Wert 0,5 bei einer gleichförmig fortschreitenden Welle. Für das Gesamtvolumen innerhalb des betrachteten Gerinneabschnittes gilt also:

$$\begin{aligned} V &= V_P + V_K \\ &= K_M * Q_A + K_M * X * (Q_Z - Q_A) = K_M * [X * Q_Z + (1 - X) * Q_A] \quad (4.18) \\ &= K_M * Q_G \end{aligned}$$

wobei Q_G (Einheit: $[m^3/s]$) als gewogener Abfluss eingeführt wird. Setzt man diese Definition für das Speichervolumen in die Kontinuitätsgleichung ein (Gl. (4.4)), so ergibt sich nach Vereinfachung folgende Rekursionsformel:

$$Q_A = C_1 * Q_Z + C_2 * Q_{Z0} + C_3 * Q_{A0} \quad (4.19)$$

mit

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{\Delta t - 2 * K_M * X}{2 * K_M * (1 - X) + \Delta t} \\ C_2 &= \frac{\Delta t + 2 * K_M * X}{2 * K_M * (1 - X) + \Delta t} \\ C_3 &= \frac{2 * K_M * (1 - X) - \Delta t}{2 * K_M * (1 - X) + \Delta t} \end{aligned}$$

wobei $C_1 + C_2 + C_3 = 1$ gelten muss. Numerische Stabilität und Vermeidung von negativen Durchflüssen ist nur für den Bereich

$$2 * K_M * X < \Delta t < 2 * K_M * (1 - X) \quad (4.20)$$

sichergestellt.

Die Parameter des Muskingum-Verfahrens sind mittels eines gemessenen Ereignisses zu bestimmen, oder lassen sich rechnerisch ermitteln. Den Wert für die Speicherkonstante K_M kann man mit Hilfe der Gleichung

$$K_M = \frac{L}{c_k} \quad (4.21)$$

berechnen. Hierin bedeuten

$$\begin{aligned} L &= \text{Länge der Gerinnestrecke} && [m] \\ c_k &= \text{Wellenausbreitungsgeschwindigkeit} && [m/s]. \end{aligned}$$

Durch hinzuziehen der Fließformel nach *Manning-Strickler* (ZANKE 2002)

$$Q_A = \frac{A * r_{hy}^{\frac{2}{3}} * I_S^{\frac{1}{2}}}{\tilde{n}} \quad (4.22)$$

mit

A	=	durchströmte Querschnittsfläche	$[m^2]$
r_{hy}	=	hydraulischer Radius	$[m]$
	=	A/U	
U	=	benetzter Umfang	$[m]$
I_S	=	Sohlgefälle	$[m/m]$
\tilde{n}	=	reziproker Manningbeiwert	$[s/m^{1/3}]$

und der Definition für die Wellenausbreitungsgeschwindigkeit ($c_k = dQ_A/dA$) ergibt sich für den Parameter c_k

$$c_k = \frac{5}{3} * \left(\frac{r_{hy}^{2/3} * I_S^{1/2}}{\tilde{n}} \right) = \frac{5}{3} * v_c \quad (4.23)$$

wobei mit v_c die mittlere Fließgeschwindigkeit ($[m/s]$) definiert ist. Damit lässt sich das Muskingum-Verfahren als einfaches hydrologisches Verfahren anwenden.

4.3.1.3 Zusammenhänge zwischen dem Kalinin-Miljukov- und dem Muskingum-Verfahren

Die Ausführungen über das Kalinin-Miljukov- und das Muskingum-Verfahren zeigen, dass beide hydrologische Berechnungsmethoden von einer eindeutigen Retention-Abfluss-Beziehung ausgehen. Um dies zu erreichen, wird beim Kalinin-Miljukov-Verfahren die betrachtete Flussstrecke in n charakteristische Abschnitte unterteilt. Die Muskingum-Methode führt dagegen einen gewogenen Abfluss ein. Eine Gliederung der zu untersuchenden Flussstrecke in kleinere Abschnitte wird dabei nicht vorgenommen. Das Steigungsmaß der Gleichung $V = f(Q_A)$ (Gl. (4.5)) ist τ , das der Gleichung $V = f(Q_G)$ (Gl.(4.18)) ist K_M . Beide haben die Dimension der Zeit und können als Laufzeit einer Hochwasserwelle interpretiert werden. Da sich τ und K_M entsprechen, sich aber auf unterschiedliche Streckenlängen beziehen, gilt folgender linearer Zusammenhang:

$$K_M = n * \tau . \quad (4.24)$$

Diese Gleichung ist nicht uneingeschränkt gültig, da die Volumenkurve in den einzelnen charakteristischen Abschnitten unterschiedlich sein kann, und sich die Parameter infolge der Abflachung der Hochwasserwelle in der betrachteten Flussstrecke ändern (vergl. ROSEMANN ET AL. 1970). Sie bildet dennoch eine gute Näherung.

Die Anwendungsmöglichkeiten beider hydrologischer Verfahren sind begrenzt. Das Kalinin-Miljukov-Verfahren eignet sich nach SVOBODA (1967) für Hochgebirgs- und Flachlandflüsse weniger als das Muskingum-Verfahren. Im ersten Fall ergibt sich eine zu große Anzahl von charakteristischen Abschnitten, so dass das Berechnungsverfahren sehr aufwendig wird, im zweiten Fall entstehen zu große charakteristische Abschnitte, so dass die Annahme eines gradlinigen Wasserspiegelverlaufs nicht mehr gerechtfertigt ist. Demnach

soll die Muskingum-Methode für Hochgebirgs- bzw. Flachlandflüsse, das Kalinin-Miljukov-Verfahren für Mittelgebirgsflüsse angewendet werden.

4.3.1.4 Lineare Speicheransätze

Insbesondere bei der Arbeit mit großskaligen Einzugsgebietsmodellen ist es notwendig, für Gewässerabschnitte, die nicht durch eines der oben beschriebenen Verfahren für die Durchflusssimulationen parametrisiert werden können, einfache Speicheransätze zu benutzen. Diese können in ArcEGMO beliebig mit dem Kalinin-Miljukov- bzw. dem Muskingum-Verfahren kombiniert werden (s.a. PFÜTZNER 2002). Mit Hilfe dieser einfachen Modellkonzeption können die Abflussprozesse in natürlichen Gerinnen in abstrahierter Form nachgebildet werden. Die hydrologischen Grundprozesse in den Einzugsgebieten und Wasserläufen sind die Speicherung und Translation (DYCK ET AL. 1995, MANIAK 1997). Ein einzelner Linearspeicher ist der einfachste Speichertyp zur Beschreibung dieser Prozesse.

Vereinfacht kann bei diesem Konzept ein linearer Zusammenhang zwischen der Speicherung in einem Fließgewässerabschnitt und der Abflusskurve angenommen werden. Der Ausfluss Q_A ist stets proportional zu der in ihm vorhandenen Wassermenge V . Wird die Speicherkonstante K_{ELS} eingeführt, lautet der Ansatz für den linearen Speicher:

$$Q_A = \frac{1}{K_{ELS}} * V \quad (4.25)$$

mit

$$\begin{aligned} Q_A &= \text{Abfluss aus dem Speicherelement} && [m^3/s] \\ K_{ELS} &= \text{Speicherkonstante} && [s] \\ V &= \text{Wassermenge im Speicherelement} && [m^3]. \end{aligned}$$

Als weitere Beziehung für den Linearspeicher gilt die Kontinuitätsbedingung ähnlich wie in Gleichung (4.4). Somit gilt für den Abfluss:

$$Q_A = Q_{A0} * e^{-\frac{t}{K_{ELS}}} + Q_Z * \left(1 - e^{-\frac{t}{K_{ELS}}}\right) \quad (4.26)$$

Die Parameter dieses Modells sind die Einzellinearspeicherkonstanten K_{ELS} der einzelnen Fließgewässerabschnitte. Für die Parametrisierung wird eine Skalierungskonstante $\widetilde{K_{ELS}}$ herangezogen, die unter Einbeziehung des Sohlgefälles I_S und der Länge L für jeden Gewässerabschnitt die Speicherkonstante modifiziert zu

$$K_{ELS} = \widetilde{K_{ELS}} * \frac{L}{I_S} \quad (4.27)$$

Damit wird über L die Speicherkapazität und über I_S die Auslaufgeschwindigkeit berücksichtigt. Nähere Einzelheiten finden sich in PFÜTZNER (2002).

4.4 Modellkonzepte zum Stofftransport

Für den Stofftransport wurde innerhalb der Rahmenstruktur von ArcEGMO ein neues Modul entwickelt, welches auf verschiedenen Skalen anwendbar ist und speziell zur Beschreibung des Transportes im Fließgewässer dient. Da es sich bei den hier zu betrachtenden Stoff (Chlorid-Ionen) um einen konservativen Stoff handelt, kann ein zusätzlicher Term für den Abbau vernachlässigt werden. Es wird jedoch an den entsprechenden Stellen darauf hingewiesen, wie ein möglicher Abbauberm zusätzlich integriert werden kann. Prinzipiell sind Abbaureaktionen durch einen Abbauberm 1. Ordnung ohne weiteres möglich.

Wird ein Stoff punktuell in einen Fluss eingeleitet, so breitet er sich aufgrund von Advektion, molekularer und turbulenter Diffusion sowie Dispersion aus. Die Stoffwolke wird daher mit der Zeit immer größer, während ihre maximale Konzentration sinkt. Falls es sich um einen abbaubaren Stoff handelt, nimmt die absolute Stoffmenge wegen der stattfindenden Abbauprozesse im Laufe der Zeit ab. Für die mathematische Darstellung der Transport- und Ausbreitungsvorgänge der Stoffwolke sind zunächst drei Bereiche mit unterschiedlichen Ausbreitungscharakteristiken zu unterscheiden (s. Abb. 4.3).

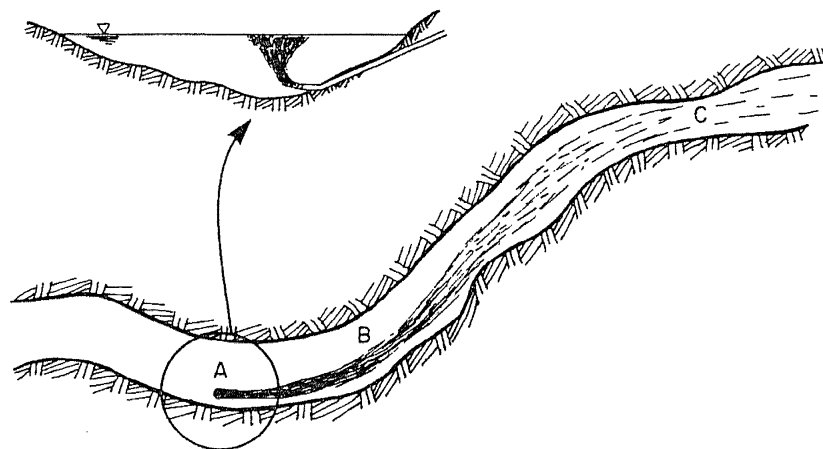


Abb. 4.3: Nahfeld (A), Mittelfeld (B) und Fernfeld (C) für die eindimensionale Betrachtung von Ausbreitungsvorgängen im Fließgewässer nach einer punktuellen Einleitung (aus FISCHER ET AL. 1979).

Der Bereich direkt nach der Einleitung des Stoffes wird als Nahfeld bezeichnet. Hier breitet sich der Stoff in alle Richtungen aus, weswegen der Stofftransport nur in einem dreidimensionalen Modell korrekt wiedergegeben werden kann. Da das Breite/Tiefe-Verhältnis bei den meisten Flüssen sehr groß ist und zusätzlich die turbulente Diffusion in vertikaler Richtung stärker stattfindet als in horizontaler Richtung, wird sich die Substanz relativ schnell gleichmäßig über die Flusstiefe vermischen. Ab hier wird das Mittelfeld definiert, für dessen mathematische Darstellung ein zweidimensionales Modell am geeignetsten ist.

Erst wenn der Stoff gleichmäßig über den gesamten Querschnitt verteilt ist, beginnt das Fernfeld, für welches eine eindimensionale Betrachtung unter gewissen Randbedingungen rechtmäßig ist. Bei den hier vorgenommenen Untersuchungen wird die vollständige Durchmischung als Voraussetzung angenommen.

Der Transport von gelösten Stoffen im Fernfeld kann durch die eindimensionale *Advektions-Diffusions-Reaktions-Gleichung* beschrieben werden, deren mathematische Grundlage von Taylor (RUTHERFORD 1994, FISCHER ET AL. 1979) entwickelt wurde.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_c * \frac{\partial C}{\partial x} - D_0 * \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k * C = 0 \quad (4.28)$$

mit

C	= über den Querschnitt gemittelte Konzentration	$[g/l]$
t	= Zeit	$[s]$
x	= Fließstrecke in Hauptströmungsrichtung	$[m]$
v_c	= mittlere Fließgeschwindigkeit in Hauptströmungsrichtung	$[m/s]$
D_0	= longitudinaler Dispersionskoeffizient	$[m^2/s]$
k	= Abbaukoeffizient	$[1/s]$.

Die Lösung dieser partiellen Differentialgleichung kann auf sehr unterschiedliche Weise erfolgen, auf analytischem Wege, mit numerischen Lösungsverfahren oder mit konzeptionellen Ansätzen. Für diese Studien werden drei unterschiedliche Verfahren gewählt, die das Modellierungskonzept von ArcEGMO unterstützen und zwischen denen innerhalb unterschiedlicher Fragestellungen problemadäquat gewählt werden kann. Hierzu zählen

- ein analytisches Verfahren, bei dem die Differentialgleichung unter gegebenen Voraussetzungen exakt gelöst werden kann. Dieses Verfahren wird auch im **Alarmmodell Rhein** erfolgreich angewendet (s. ADLER ET AL. 1993);
- das **ADZ-Modell** (*Aggregated-Dead-Zone-Model*, WALLIS ET AL. 1989), welches die einzelnen Flussabschnitte als ein aggregiertes Kompartiment betrachtet und der betrachtete Stoff so eine zeitliche Translation erfährt;
- ein Einzellinearspeicheransatz, ähnlich dem Routingverfahren zur Durchflusssimulation (DYCK ET AL. 1995, PFÜTZNER 2002).

Alle Ansätze müssen um die Beachtung variierender Einleitungsbedingungen ergänzt werden, um so die externen Einleitungen durch die Laugenstapelbecken mit berücksichtigen zu können. Aufgrund der stark differenzierten Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsdaten für das analytische Lösungsverfahren, ist es möglich, diesen Ansatz bei der Berechnung eines gesamten Flusslaufes mit den übrigen Modellen zu kombinieren, um so das Routing bzgl. des betrachteten Stoffes im gesamten Einzugsgebiet zu gewährleisten.

4.4.1 Analytischer Lösungsansatz

Um die Unterschiede in der Morphologie eines Flusslaufes im Modell berücksichtigen zu können, wird das Gerinne in Abschnitte aufgeteilt, die ihrerseits wiederum in eine Anzahl von Teilabschnitten untergliedert sein können. Ein Abschnitt ist als Teil des Flusses definiert, in dem der Abfluss in Längsrichtung als konstant vorausgesetzt wird. Ein Teilabschnitt ist wiederum ein Teil eines solchen Abschnittes, in dem die Fließgeschwindigkeit als konstant vorausgesetzt wird. Die mittlere Fließgeschwindigkeit in einem Teilabschnitt wird als die Beziehung zwischen dem aktuellen Abfluss und dem maßgebenden abflusswirksamen Querschnitt dieses Teilabschnittes bestimmt. Sind die Länge L_i eines Teilabschnittes und die aktuelle Fließgeschwindigkeit v_i gegeben, so lässt sich für jeden Wasserstand eine Fließzeit $T_i = L_i/v_i$ berechnen.

Zur Berücksichtigung der Flussgeometrie werden entsprechende Querprofile im Programm integriert. Mit Hilfe der Querprofilaten erhält man durch Integration zwischen den Profilen eine Teilabschnittsfließzeit und durch deren Aufsummierung die Gesamtfließzeit in einem Abschnitt des Flusslaufs.

4.4.1.1 Mathematische Modellbeschreibung

Die Konzentrationsberechnung wird mit Hilfe der analytischen Taylor-Lösung der zugrunde liegenden partiellen Differentialgleichung (Gl.(4.28)) durchgeführt. Es wird vorausgesetzt, dass die Turbulenz, zeitlich gemittelt, stationär ist und bei konservativen Stoffen der Term für den Abbau $k * C$ entfällt.

Bei einer stationären, gleichförmigen Strömung (d.h., die Fließgeschwindigkeit v_c , der Durchfluss Q und der abflusswirksame Querschnitt A_s sind zeitlich und räumlich konstant) lautet die Lösung für eine momentane punktförmige Einleitung einer Stoffmenge M im Falle eines konservativen Stoffes (MANIAK 1997, ADLER ET AL. 1993):

$$C(L, t) = \frac{M/Q}{\sqrt{4 * \pi * D_0 * t/v_c^2}} * \exp\left(-\frac{(t - L/v_c)^2}{4 * D_0 * t/v_c^2}\right) \quad (4.29)$$

mit

C	=	Konzentration	$[g/l]$
t	=	Zeit	$[s]$
L	=	Distanz zwischen Einleitungsstelle und Berechnungspunkt	$[m]$
v_c	=	mittlere Fließgeschwindigkeit im abflusswirksamen Teil des Flussquerschnittes	$[m/s]$
M	=	punktförmig eingeleitete Stoffmenge	$[kg]$
D_0	=	longitudinaler Dispersionskoeffizient	$[m^2/s]$
Q	=	Durchfluss	$[m^3/s]$

Für den Abbau bei nicht konservativen Stoffen wird Gleichung (4.29) multipliziert mit $\exp(-k * t)$, worin k der Abbaukoeffizient ist. In den nachfolgenden Formeln wird dieser Abbauterm nicht weiter aufgeführt.

Für den Dispersionskoeffizienten D_0 in natürlichen Flüssen leiten FISCHER ET AL. (1979) die folgende semi-empirische Formel her:

$$D_0 = \alpha * \frac{v_c^2 * B_s^2}{h * v_*} \quad (4.30)$$

mit

$$\begin{aligned} \alpha &= \text{dimensionslose Proportionalitätskonstante} & [-] \\ B_s &= \text{Breite des Stromstriches} & [m] \\ h &= \text{mittlere Wassertiefe des Flusses} & [m] \\ v_* &= \text{Schubspannungsgeschwindigkeit} & [m/s]. \end{aligned}$$

Für die Schubspannungsgeschwindigkeit v_* gilt:

$$v_* = \frac{v_c * \sqrt{g}}{\tilde{C}} \quad (4.31)$$

mit

$$\begin{aligned} g &= \text{Erdbeschleunigung} & [m/s^2] \\ \tilde{C} &= \text{Chézy-Koeffizient} & [m^{1/2}/s]. \end{aligned}$$

Der Chézy-Koeffizient \tilde{C} wird im Alarmmodell mit der folgenden Formel berechnet (nach PRANDTL/COLEBROOK in ZANKE 2002):

$$\tilde{C} = 25 * \left(\frac{h}{k_n} \right)^{\frac{1}{6}} \quad (4.32)$$

mit

$$\begin{aligned} k_n &= \text{Konstante von Nikuradse} & [m] \\ &\approx (0,2 - 0,35). \end{aligned}$$

Er lässt sich jedoch auch nach der bekannten Formel nach MANNING/STRICKLER bestimmen (ZANKE 2002):

$$\tilde{C} = k_{st} * r_{hy}^{\frac{1}{6}}$$

und

$$\begin{aligned} k_{st} &= \text{Rauheitsbeiwert nach Manning/Strickler} & [m^{1/3}/s] \\ r_{hy} &= \text{hydraulischer Radius} & [m]. \end{aligned}$$

Als alternative Beschreibung des Dispersionskoeffizienten D_0 in Gl. (4.30) können auch die in Tab. (4.4) zusammengestellten formalen Zusammenhänge zur Bestimmung des longitudinalen Dispersionskoeffizienten benutzt werden.

Tab. 4.4: Bestimmungsgleichungen für den longitudinalen Dispersionskoeffizienten.

Formel	Bemerkungen	Literatur
$D_0 = 0,058 \frac{Q}{I_S * B_S^2}$	McQuivey-Keefer Formel	JOLÁNKAI 1992
$D_0 = 0,011 \frac{v_c * B_S^2}{h * v_*}$	Fischer Formel	FISCHER ET AL. 1979
$D_0 = \Omega * v_c * Q$	Griffioen Formel $\Omega = \text{Konstante} = 0,075 [-]$	GRIFFIOEN 1989
$D_0 = 7,25 h u_* * \left(\frac{v_c}{v_*}\right)^{\frac{1}{4}}$	Thackston-Krenkel Formel	MANIAK 1997
$D_0 = 14,282 g I_S^{\frac{1}{2}} r_{hy}^{\frac{3}{2}}$	Parker Formel	JOLÁNKAI 1992

Für die korrekte Anwendbarkeit dieses analytischen Lösungsansatzes wird als Voraussetzung eine vollständige Durchmischung des betrachteten Stoffes über den gesamten Fließquerschnitt angenommen. Um dies gewährleisten zu können, wird die Einhaltung einer gewissen Mischungslänge gefordert, nach der die advektiven Prozesse auf der betrachteten Fließstrecke nach der Einleitung dominieren. Diese Mischungslänge wird auch als *advective Mischungszone* bezeichnet (RUTHERFORD 1994, FISCHER ET AL. 1979). Zur Berechnung dieser Mischungslänge geben FISCHER ET AL. (1979) die folgende Abschätzung an :

$$\begin{aligned} L_M &= fak1 * \frac{v_c * B_S^2}{\varepsilon_t} \\ \wedge \varepsilon_t &= fak2 * h * v_* \end{aligned} \quad (4.33)$$

wobei

$$\begin{aligned} L_M &= \text{Mischungslänge} && [m] \\ fak1, fak2 &= \text{empirische Faktoren in natürlichen Gerinnen} && [-] \\ \varepsilon_t &= \text{transversaler Dispersionskoeffizient} && [m^2/s] . \end{aligned}$$

Die Werte für die beiden empirischen Faktoren besitzen in natürlichen Fließgewässern Schwankungsbreiten von $fak1 = [0, 1 \dots 0, 4]$ und $fak2 = [0, 4 \dots 0, 8]$, abhängig von der Art der Einleitung (seitliche Einleitung oder Einleitung in der Mitte des Stromes) bzw. der Charakteristik des Flusslaufes (stark oder schwach mäandrierend, Flussbettirregularitäten usw.).

4.4.1.2 Anwendung in natürlichen Gerinnen

Meist ist die Annahme, den Flusslauf und seine Nebenflüsse zu einem Fluss mit konstantem Abfluss und Querschnitt zu schematisieren, zu grob gefasst. Eine analytische Methode, um Gleichung (4.29) bei einer Aufteilung des Flusses in Teilabschnitte anwenden zu können, geben GELHAR ET AL. (1971). Die von ihnen verwendete Methode legt eine Koordinatentransformation zu Grunde, durch welche ein einziger Mittelwert für die Fließgeschwindigkeit \bar{v}_c und den Dispersionskoeffizienten \bar{D}_0 entsteht. Auch bei unterschiedlichen Werten

der Fließgeschwindigkeiten und der Dispersionskoeffizienten pro Teilabschnitt gelten diese Werte als repräsentativ für den gesamten Berechnungsabschnitt. Das Ergebnis der Transformation wird durch zwei Integrale

- für die Fließzeit $L/v_c = \bar{T}(x)$, mit $x = L$ und
- den Dispersionskoeffizienten in der zusammengesetzten Form von $D_0 * t/v_c^2 = \bar{D}(t)$ erzielt.

Die Fließzeit von der Einleitungsstelle x_0 bis zu einem willkürlichen Beobachtungs- bzw. Berechnungspunkt x wird definiert durch:

$$\bar{T}(x) = \int_{x_0}^x \left(\frac{1}{v(x)} \right) dx \quad (4.34)$$

und der “zusammengesetzte” Dispersionskoeffizient $\bar{D}(t)$ durch:

$$\bar{D}(t) = \int_{x_0}^{x_c(t)} \left(\frac{D_0(x)}{v^3(x)} \right) dx \quad (4.35)$$

wobei $x_c(t)$ die Ortskoordinate ist, die den Mittelwert ($=\mu_t$) des Konzentrationsverlaufes zum Zeitpunkt t entspricht:

$$x_c(t) = x_0 + \int_0^t v[x_c(\tau)] d\tau. \quad (4.36)$$

Unter Anwendung der Gleichungen (4.34)-(4.36) ergibt sich danach Gleichung (4.29) zu:

$$C(L, t) = \frac{M/Q}{\sqrt{4 * \pi * \bar{D}(t)}} * \exp \left[-\frac{(t - \bar{T}(L))^2}{4 * \bar{D}(t)} \right]. \quad (4.37)$$

$\bar{T}(x)$ und $\bar{D}(t)$ sind in den Gleichungen (4.34) und (4.35) als Integrale definiert. Der Flusslauf wird aber in eine Reihe von Teilabschnitten unterteilt, so dass diese Integrale demnach durch Summierung über diese Teilabschnitte angenähert werden müssen. $\bar{T}(x)$ und $\bar{D}(t)$ sind beide vom Abfluss abhängig und werden von der Fließgeschwindigkeit und dem Dispersionskoeffizienten bestimmt. Es gilt:

$$\bar{T}(L) = \sum_i \bar{T}_i = \sum_i \frac{L_i}{v_{c,i}} \quad (4.38)$$

und

$$\bar{D}(t) = \sum_i \bar{D}_i = t * \sum_i \frac{D_{0,i}}{v_{c,i}^2}. \quad (4.39)$$

4.4.1.3 Variierende Einleitungsbedingungen

Häufig tritt der Fall ein, dass die Einleitungsmenge variiert, z.B. in Form eines Tages- oder Wochenganges. In diesen Fällen muss die Inputgröße in diskrete Zeitintervalle zerlegt werden und anhand einer Einheitsbelastung, mithilfe derer man die Teilbelastungen berechnet, zur Gesamtbelastung superponiert werden. Gleichung (4.37) ergibt für eine Einleitung der Stoffmenge $M = 1\text{kg}$ zum Zeitpunkt $t = 0$ an der Stelle $x = 0$ die Lösung:

$$C_L(t) = \frac{1}{Q * \sqrt{4 * \pi * \bar{D}(t)}} * \exp \left[-\frac{(t - \bar{T}(L))^2}{4 * \bar{D}(t)} \right]. \quad (4.40)$$

Mit Gleichung (4.40) wird die Einheitsimpulsantwort erhalten. Im Folgenden setzt sich die Inputmenge M zusammen aus externen Einleitungen, dem Zustrom aus den oberliegenden Gewässerabschnitten und dem seitlichen zuströmenden Input. Anhand der Belastungen M_0, \dots, M_n zu den Zeitpunkten $t = 0, \dots, n$ können die zugehörigen Konzentrationsverläufe ermittelt werden. Für einen beliebigen, flussabwärts gelegenen Querschnitt x (bzw. Abschnitt L) wird der zeitliche Verlauf der gesamten Konzentration durch Überlagerung der Teilwellen erhalten zu:

$$C_{L,ges}(t) = \sum_{i=0}^n M_{i*\Delta t} * C_L(t - i * \Delta t) \quad (4.41)$$

mit

$$C_L(t) = 0 \quad \text{für } t \leq 0.$$

Nach Durchführung der Überlagerung für den ersten Flussabschnitt wird das Ergebnis als Belastung für den nächsten Flussabschnitt genommen, wobei zusätzliche externe Frachten ebenfalls integriert werden können. Durch Superposition der externen Frachten mit den berechneten Belastungen ergibt sich so eine Zeitreihe der Belastungen M_0, \dots, M_n für den nachfolgenden Abschnitt. Diese Berechnungskaskade muss für jeden Zeitschritt wiederholt werden. Durch eine derartige Segmentierung lassen sich unterschiedliche Durchflüsse, Fließgeschwindigkeiten oder Einleitungen erfassen, so dass ein gesamtes rückwirkungsfreies Flussnetzwerk betrachtet werden kann. Die Vorgehensweise wurde bereits erfolgreich im Modell *DYNDIS* angewandt und wird in JOLÁNKAI (1992) detailliert beschrieben. Die Grafik 4.4 zeigt skizzenhaft das hier beschriebene Vorgehen bei der Einteilung der Belastungen in M_0, \dots, M_n und die Superposition dieser Frachten für das Flussnetzsystem.

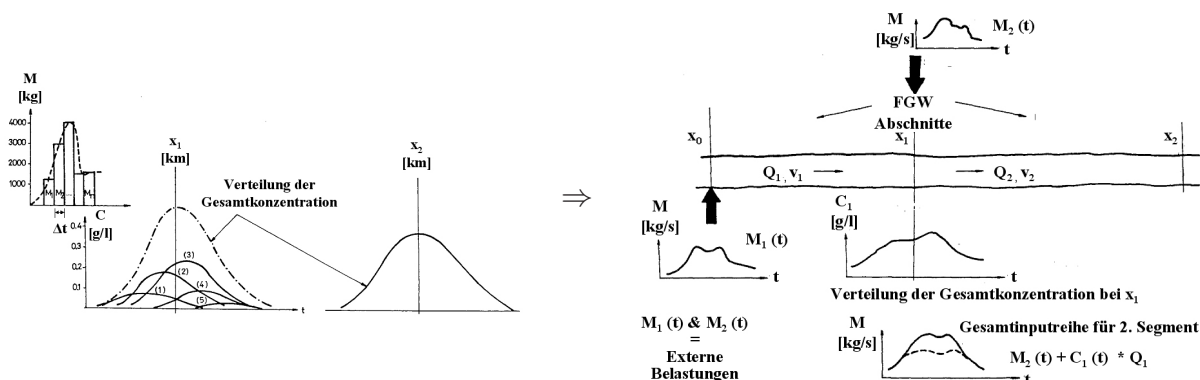


Abb. 4.4: Anwendung der analytischen Lösung bei variierenden Einleitungsbedingungen: Die Superposition der Teilbelastungen für einen Gewässerabschnitt (links) führt zusammen mit den externen Frachten zur Belastung für den unterliegenden Gewässerabschnitt (rechts) (nach JOLÁNKAI 1992).

4.4.2 ADZ-Modell

Die Ausbreitung und Dispersion von Stoffen im Fließgewässer wird häufig von den Totzonen entlang der Fließgewässerstrecke hervorgerufen. Nicht die turbulente Dispersion bestimmt die longitudinale Dispersion, sondern viel mehr der Austausch zwischen diesen Totzonen und dem Hauptgerinne. Vereinfacht kann man alle dispersiven Prozesse in einem Fließgewässerabschnitt auch über eine aggregierte Totzone zusammenfassen und beschreiben. Die Beschreibung eines kompletten Fließgewässerabschnittes der Länge L lässt sich demnach auch über die Beschreibung einer einzelnen, aggregierten Totzone herleiten (s. Abb. 4.5).

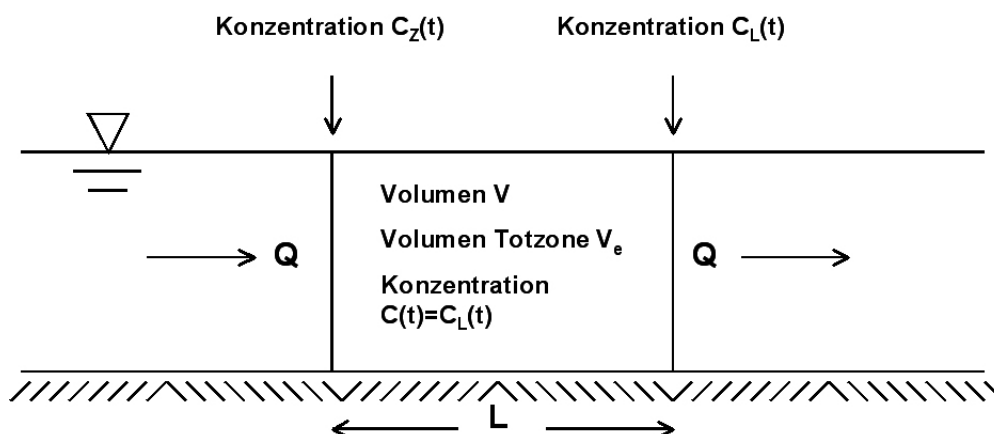


Abb. 4.5: Schematische Darstellung der Massenbilanzänderung innerhalb eines Gewässerabschnittes mit einer aggregierten Totzone (verändert nach WALLIS 1994).

Die resultierende mathematische Modellbeschreibung lässt sich mit Hilfe einer gewöhnlichen Differentialgleichung darstellen, in der alle prozessrelevanten Parameter durch eine zusammengefasste physikalische Größe ausgedrückt werden können (WALLIS ET AL. 1989, YOUNG ET AL. 1993, WALLIS 1994). Bei der Annahme einer stationären Strömung und einem konstanten Volumen innerhalb des Fließgewässerabschnittes sowie einer sofortigen und homogenen Durchmischung innerhalb der betrachteten Totzone erhält man durch eine einfache Massenbilanzierung die folgende gewöhnliche Differentialgleichung:

$$\underbrace{\frac{dC_L(t)}{dt}}_{\text{Änderung der Masse}} = \underbrace{\frac{Q}{V} * C_Z(t)}_{\text{Masseninput}} - \underbrace{\frac{Q}{V} * C_L(t)}_{\text{Massenoutput}} - \underbrace{k * C_L(t)}_{\text{Abbau}}. \quad (4.42)$$

Der physikalische Effekt der Advektion kann vereinfacht durch die Einführung einer reinen zeitlichen Verzögerung φ_{ADZ} zwischen dem Konzentrationsprofil im Ober- bzw. Unterlauf berücksichtigt werden, da der Prozess der Advektion häufig die Dispersionsprozesse dominiert. Die zeitliche Diskretisierung erbringt nachstehende Beschreibung des Stofftransportes für einen einzelnen Gewässerabschnitt unter Berücksichtigung von möglichen Abbauprozessen im Gewässer:

$$C_L(x, t) = -a * C_L(x, t - \Delta t) + b * C_L(x - \Delta x, t - \varphi_{ADZ}) \quad (4.43)$$

mit

$$a = -\exp\left(-\left(k + \frac{1}{T}\right) * t\right) \wedge b = \frac{1}{\left(k + \frac{1}{T}\right)} * \frac{1}{T} * \exp(-k * \varphi_{ADZ}) * (1 + a) \quad (4.44)$$

und

C_L	=	Konzentration am Auslass des Gewässerabschnittes	[g/l]
k	=	Abbaukoeffizient	[1/s]
T	=	mittlere Aufenthaltszeit innerhalb der Totzone	[s]
φ_{ADZ}	=	zeitliches Verzögerungsglied innerhalb des betrachteten Abschnittes	[s].

$C_L(x - \Delta x, \dots)$ kann in dieser Gleichung als Input C_Z sowohl aus den oberliegenden Gewässerabschnitten als auch aus externen Zuleitungen bzw. Grundwasserzutritten angesehen werden. Die Analogie zum Einzellinearspeicher ist in dieser Formulierung sehr groß. Kann man die advective, zeitliche Verzögerung vernachlässigen und von einem konservativen Stoff ausgehen, dann entspricht diese Gleichung exakt dem Einzellinearspeicher (s. Kap. 4.4.3).

Die diskrete Form des ADZ-Modells lautet

$$\begin{aligned}
 C_L(i) &= \exp\left(-\left(k + \frac{1}{T}\right) * \Delta t\right) * C_L(i-1) + \dots \\
 &\dots + \frac{1}{\left(k + \frac{1}{T}\right)} * \frac{1}{T} * \exp(-k * \delta \Delta t) * \dots \\
 &\dots * \left(1 - \exp\left(-\left(k + \frac{1}{T}\right) \Delta t\right)\right) * C_Z(i - \delta)
 \end{aligned} \tag{4.45}$$

wobei

$$\begin{aligned}
 \Delta t &= \text{Zeitschrittweite} && [s] \\
 i &= \text{aktueller Zeitschritt} && [-] \\
 \delta &= \text{kleinster ganzzahliger Wert von } \frac{\varphi_{ADZ}}{\Delta t} && [-].
 \end{aligned}$$

Der Parameter T dieses Modellansatzes kann abgeschätzt werden aus der Beziehung $T = V_e/Q$, wobei V_e das Volumen innerhalb der Totzone darstellt. Da V_e apriori nicht gegeben ist, wird T mit Hilfe der Gleichung (4.46) bestimmt (WALLIS 1994).

$$\gamma = \frac{T}{\bar{t}} \tag{4.46}$$

mit

$$\begin{aligned}
 \gamma &= \text{dispersiver Anteil innerhalb des Gewässerabschnittes} && [-] \\
 \bar{t} &= \text{mittlere Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt} && [s].
 \end{aligned}$$

Die Anteile für die dispersive Totzonenfraktion γ werden mit Werten zwischen 0,1 und 0,5 angegeben (WALLIS ET AL. 1989, WALLIS ET AL. 1989a), mit höheren Werten für natürliche Gerinneabschnitte.

Die mittlere Aufenthaltszeit innerhalb des Gewässerabschnittes \bar{t} wird wie in Gleichung (4.27) berechnet und kann als Speicherkonstante für diesen Gewässerabschnitt interpretiert werden:

$$\bar{t} = \tilde{t} * \frac{L}{I_S}. \tag{4.47}$$

Bei dem Parameter \tilde{t} handelt es sich ebenfalls wieder um eine Skalierungskonstante, die fest vorgeben wird. Somit ergibt sich für das zeitliche Verzögerungsglied φ_{ADZ} die Abschätzung (Gl. (4.48))

$$\varphi_{ADZ} = \bar{t} - T. \tag{4.48}$$

4.4.3 Einzellinearspeicheransatz

Ähnlich wie bei der Durchflussmodellierung liefert auch bei der Stofftransportmodellierung der Einzellinearspeicheransatz die einfachste Beschreibung der relevanten Prozesse.

Mit Hilfe dieser einfachen Modellkonzeption können auch die Stofftransportprozesse in natürlichen Gerinnen in abstrahierter Form nachgebildet werden. Die Advektion innerhalb dieses Modellkonzeptes kann über die Translation berücksichtigt werden.

Das lineare Translationsglied ist eine wichtige Ergänzung zum linearen Speicherkonzept, da hierbei Translationsvorgänge nicht berücksichtigt werden (s. DYCK ET AL 1995). Der Ausfluss beim Einzellinearspeicher oder auch bei der Speicherkaskade beginnt gleichzeitig mit dem auslösenden Zufluss, was praktisch nicht möglich ist. Speicherungs- und Translationsvorgänge können nur durch Translationsglieder nachgebildet werden (DOOGE 1973). Diese sind dadurch gekennzeichnet, dass jede beliebige Eingabefunktion ohne die geringste Formänderung weitergeleitet wird. Dies entspricht einer reinen örtlichen Verschiebung der Zuflusswelle um eine bestimmte Fließstrecke in einer bestimmten Zeit, der Translations- oder Laufzeit φ_{ELS} .

Wenn also der Zufluss zu einem Translationsglied, das in der Zeit φ_{ELS} durchlaufen wird, $M_Z(t)$ ist, so ist der Ausfluss einfach

$$M_A(t) = M_Z(t - \varphi_{ELS}) \quad (4.49)$$

mit

$$\begin{aligned} M_A &= \text{Stoffmengenausfluss aus dem Speicherelement} && [kg/s] \\ M_Z &= \text{Stoffmengenfluss zum Speicherelement} && [kg/s] \\ \varphi_{ELS} &= \text{Translationszeit zur Beschreibung der Advektion} && [s]. \end{aligned}$$

Um neben dem Abflachungs- auch den Verzögerungseffekt zu erfassen, kann das Linear-speicherkonzept einfach erweitert werden, in dem die Speicherung S (Einheit hier: $[kg]$) zu jeder Zeit proportional zum Ausfluss nach der Translationszeit φ_{ELS} gesetzt wird. Es folgt:

$$S(t) = K_{ELS} * M_A(t + \varphi_{ELS}) \quad (4.50)$$

wobei

$$K_{ELS} = \text{Speicherkonstante (s. Gl. (4.27))}. \quad [s]$$

Mit einer zeitlichen Verzögerung der Welle als reine Translation ergibt sich aus diesem Zusammenhang die Formel für den Einzellinearspeicher mit Translation bei Berücksichtigung eines Abbaukoeffizienten k im Gewässer zu

$$\begin{aligned} S(t) &= \exp\left(-\left(k + \frac{1}{K_{ELS}}\right) * (\Delta t + \varphi_{ELS})\right) K_{ELS} * S(t - 1) + \dots \\ &\dots + \frac{1}{\left(k + \frac{1}{K_{ELS}}\right)} * \left(1 - \exp\left(-\left(k + \frac{1}{K_{ELS}}\right) * (\Delta t + \varphi_{ELS})\right)\right) * \dots \\ &\dots * M_Z(t). \end{aligned} \quad (4.51)$$

Mit M_Z wird in dieser Gleichung ebenfalls wieder der Stoffmengeninput, sowohl aus den oberliegenden Gewässerabschnitten als auch aus externen Zuleitungen bzw. Grundwasserzutritten, beschrieben.

4.5 Steuerungskonzept für das LSB Wipperfors

4.5.1 Salzlaststeuerung Wipper

Die bisherige Steuerung in Wipperfors erfolgt nach dem computergestützten Modell *Salzlaststeuerung Wipper* (VÖLKER ET AL. 1993, VÖLKER 1993, SCHÜRER 1995, SCHÜRER 1997). Dieses leitet aus den kontinuierlich erfassten Daten der Vorfluter- und Abstoßkontrolle die vorhandenen Lasteinträge unter Berücksichtigung der zwischen den Kontrollpegeln herrschenden Fließzeiten ab. Die Fließzeiten werden dabei auf den Grenzwertpegel Hachelbich bezogen. Einzelheiten zum Modell "Salzlaststeuerung Wipper" werden in VÖLKER (1993) näher beschrieben und sollen im Folgenden nur kurz erläutert werden.

Das Modell geht von der Annahme aus, dass oberhalb des Einleitungspunktes Wipperfors die Einleiter ihren fassbaren Lastanteil nicht direkt sondern nur über das Becken Wipperfors abgeben. Das Becken Sondershausen wird in diese Betrachtungen nicht mit einbezogen, da das gesamte steuerbare Volumen dieses Beckens sehr gering ist.

In die Bilanz für die Steuerstrecke gehen die Chloridlast am Pegel Wipperfors, der erwartete Lastzuwachs zwischen Wipperfors und Hachelbich und der für den unteren Pegel in Hachelbich festgelegte Grenzwert ein. Dieser kann bei Bedarf manuell verändert werden. Der verbleibende Bilanzanteil wird als Steuerreserve für das Becken Wipperfors ausgewiesen. Aus dieser Lastvorgabe wird dann die Abstoßmenge berechnet.

Die zum Start des Modells notwendigen Vorgaben werden über die Erfassung der Vorfluter- und Abstoßkontrolle bereit gestellt. So sind für die Steuerung, ausgehend vom aktuellen Zeitpunkt, die Primärdaten Wasserführung und Chloridkonzentration der einzelnen Messstellen von Belang, und in einem für die Berechnung ausreichend großen Zeitfenster zur Verfügung zu stellen. Das Fließzeitmodell behandelt das Einzugsgebiet als ein reines Translationssystem ohne Speichereffekte, so dass jedem Kontrollpunkt entlang der Steuerstrecke die Laufzeit bis zum Auslasspegel Hachelbich zugeordnet werden kann. Die Laufzeiten sind abhängig von der Wasserführung in Hachelbich und werden in entsprechenden Regressionsformeln für die Fließzeiten zum Ausdruck gebracht. Mit Hilfe der von der Wasserführung abhängigen Fließzeit-Funktionswerte werden die Zeitreihen der Primärdaten dann zeitlich verschoben, um so die aktuelle Belastung in Hachelbich abschätzen zu können.

Für die Modellrechnung und Bilanzierung werden jedoch nicht die Einzelwerte der zurückliegenden gemessenen Größen herangezogen, sondern fließzeitabhängige Mittelwerte. Hierdurch werden kurzfristige, strömungsbedingte Konzentrationsschwankungen ausgeglichen. Aus diesen Daten für die fließzeitbezogene Chloridlast lassen sich die abschnittsweise aufgeschlüsselten Lasteinträge bzw. -einleitungen bestimmen.

Im letzten Schritt erfolgt dann durch Bilanzierung der Wipper-Steuerstrecke die Er-

rechnung der Steuervorgaben. Aus dem fließzeitbezogenen Gebietseintrag wird ein auf die erwartete Wasserführung in Hachelbich bezogener Chloridkonzentrationsanstieg errechnet und daraus mit der voraussichtlichen Wasserführung der zu erwartende ungesteuerte Lastzuwachs entlang der Bilanzstrecke vorhergesagt. Dabei wird zunächst ein linearer Zusammenhang zwischen Wasserführung und Salzeintrag innerhalb der erwarteten Änderung des Abflusses unterstellt.

Unter Berücksichtigung der erwarteten Vorlast oberhalb des gesteuerten Abstoßes und der Chloridkonzentrationsvorgabe für den Gebietsabfluss ergibt die Chloridbilanz schließlich die verbleibende Chloridlast für die Steuerung. Falls die erwartete Wasserführung nicht konkret vorgegeben wird, so wird die mittlere Wasserführung der zurückliegenden 24 Stunden herangezogen.

4.5.2 Qualifizierung des Steuerkonzeptes

Ausgehend von den oben geschilderten Betrachtungen wird im Folgenden ein qualifiziertes Konzept zur Steuerung eines an das Fließgewässernetz angeschlossenen Beckens vorgestellt, welches innerhalb der Rahmenstruktur von ArcEGMO integriert wurde. Ähnlich den Berechnungsansätzen für eine mögliche Steuerung nach SCHÜRER (1997), wonach sich die Laststeuerung aus den Pegelmesspunkten in Wipperfurth vor dem LSB und Großfurra berechnet, wird dieser Ansatz auf den Bezugspegel Hachelbich erweitert.

Die oben angegebenen Annahmen zu den Einleitungsbedingungen auf der Steuerstrecke zwischen Wipperfurth und Hachelbich haben weiterhin Bestand, d.h. nur am Becken Wipperfurth wird der gefasste Chloridlastanfall gesteuert abgestoßen. Eine vollständige Abdichtung des Beckens wurde vorausgesetzt und bei der mathematischen Beschreibung einer Chloridbeziehung zwischen Wipperfurth und Hachelbich berücksichtigt.

Die Zuflüsse zum Laugenstapelbecken Wipperfurth werden als Ganglinie dem Modell zur Verfügung gestellt. Die zeitliche Auflösung dieser Zeitreihen liegt bei Tagesschrittweite. Angesichts der bisherigen Steuervorgaben und einer mangelnden Bereitstellung bzw. Erfassung von meteorologischen Ausgangsdaten in höherer zeitlicher Auflösung für das Gesamteinzugsgebiet der Wipper, kann keine höhere zeitliche Diskretisierung angestrebt werden. Last- und Zielvorgaben werden demnach auch weiterhin auf Tageswerte bezogen.

Die wichtigsten Einflussgrößen für die Berechnung der Laststeuerung aus dem Becken Wipperfurth sind:

- der Durchfluss am Pegel Wipperfurth (Q_{Wd}) und die Konzentration im Laugenstapelbecken (c_{BWd}),
- die geogenen Frachten vor dem Laugenstapelbecken (m_{Wd}) und die nichtsteuerbaren Chlorideinträge der Wipper auf der Steuerstrecke
- der voraussichtliche Durchfluss am Pegel Hachelbich (Q_{Hb}),
- der Abstoß aus dem Becken Wipperfurth (m_{BWd}),

- und die Füllmenge des Beckens in Wipperfording (V_{Bwd}).

Die Chloridfrachten selbst werden durch die Wasserführung stark beeinflusst, wobei die Angaben zum ungesteuerten Chloridlastanfall auf der Steuerstrecke nur mit Hilfe von geeigneten Regressionsfunktionen abgeschätzt werden können.

Hierbei wird zunächst die aktuelle Situation in Wipperfording (vor dem Laugenstapelbecken) erfasst. Der berechnete Durchfluss und die berechnete Chloridkonzentration dienen als Ausgangsbetrachtung für die zu berechnende Zusteuerung aus dem Becken Wipperfording. Hieraus lassen sich die Chloridfrachten in Wipperfording vor dem Auslass des Beckens (m_{Wd}) bestimmen. Wie aus der Abbildung 4.6 ersichtlich, besteht ein deutlich linearer Zusammenhang zwischen den Wasserführungen in Wipperfording und Hachelbich ($Q_{Wd} - Q_{Hb}$), sowie ein ebenfalls näherungsweise linearer Zusammenhang zwischen den entsprechenden Chloridfrachten ($m_{Wd} - m_{Hb,u}$), wobei hierzu die Gesamtfracht in Wipperfording (m_{Wd}) mit der ungesteuerten Fracht in Hachelbich ($m_{Hb,u}$; ungesteuerte Fracht ohne Beckenverluste am LSB Wipperfording) in Beziehung gebracht wurde.

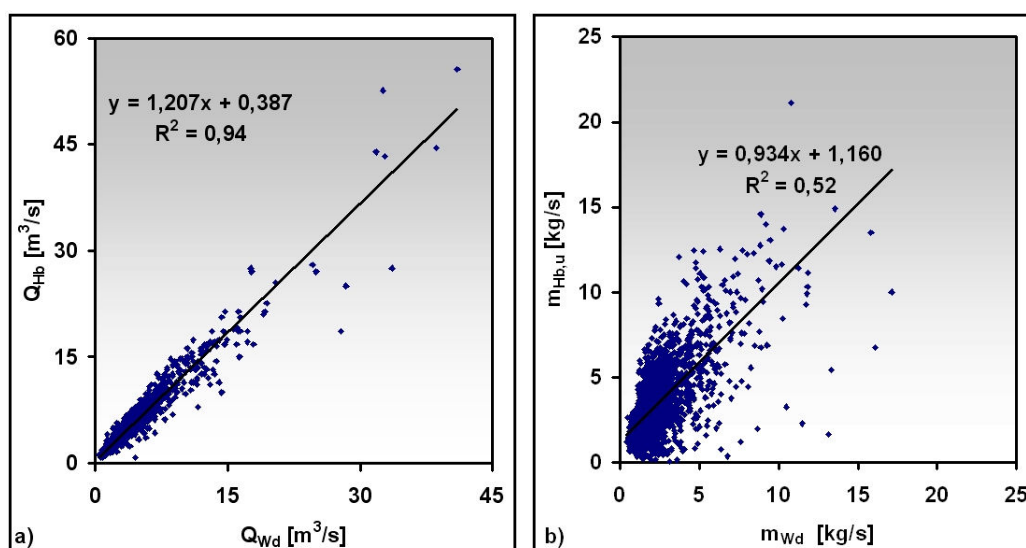


Abb. 4.6: Beziehung zwischen der Wasserführung a) und der Chloridfracht b) in Wipperfording und Hachelbich. Die Beziehung der Chloridfrachten wird abgeleitet aus der gemessenen Gesamtfracht in Wipperfording und der gemessenen, ungesteuerten Fracht in Hachelbich (Bezugszeitraum 1992-2003).

Aus diesen Beziehungen lässt sich leicht ableiten, wie aus der aktuellen Situation in Wipperfording auf die zu erwartende Wasserführung und letztlich auch der zu erwartenden ungesteuerten Chloridfracht in Hachelbich geschlossen werden kann.

Für den Durchfluss lässt sich die folgende Regressionsformel für die beiden Beobachtungspunkte festhalten:

$$Q_{Hb} = 1,20650 * Q_{Wd} + 0,38742 \quad (4.52)$$

wobei

$$\begin{aligned} Q_{Wd} &= \text{Durchfluss am Pegel Wipperfors} & [m^3/s] \\ Q_{Hb} &= \text{Durchfluss am Pegel Hachelbich} & [m^3/s] \end{aligned}$$

Die Beziehung für die ungesteuerte Chloridfracht am Pegel Hachelbich lautet

$$m_{Hb,u} = 0,93415 * m_{Wd} + 1,16032 \quad (4.53)$$

mit

$$\begin{aligned} m_{Wd} &= \text{Chloridfracht in Wipperfors} & [kg/s] \\ m_{Hb,u} &= \text{Chloridfracht in Hachelbich (ungesteuert)} & [kg/s] \end{aligned}$$

Durch das Bestimmtheitsmaß R^2 mit einem Wert von 0,94 (s. Abb. 4.6) kann die Vorhersage für den Durchfluss in Hachelbich mit Hilfe der Beziehung in Gleichung 4.52 als gesicherte Ableitung dargestellt werden. Für die Fracht ergibt sich ein etwas schwächerer Zusammenhang mit einem Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,52 (s. Abb. 4.6). Dies obliegt der Tatsache, dass mit der Wippertalstörung und den ungesteuerten Zutritten aus der Halde in Sondershausen natürliche Unsicherheitsfaktoren existieren, die mit einem einfachen linearen Zusammenhang bezüglich der Salzfrachten nur ungenau abgebildet werden können (s. a. Kap. 3.3).

Dennoch können diese Zusammenhänge als hinreichend gut ausgewiesen werden und stellen eine deutliche Verbesserung der bisherigen Steuerung dar. Wesentliche Schwachstelle der aktuellen Salzlaststeuerung ist der erwartete Chloridkonzentrationsanstieg auf der Steuerstrecke zwischen Wipperfors und Hachelbich (SCHÜRER 1997), da eine Beziehung zwischen der Wasserführung in Hachelbich und dem Chloridkonzentrationsanstieg nur schwer festzumachen ist.

Die potentielle Frachtsteuerung aus dem Becken Wipperfors kann somit nach Vorgabe eines Konzentrationssteuerzieles ($c_{Hb,max}$) für den Pegel Hachelbich angegeben werden als

$$m_{BWd} = Q_{Hb} * c_{Hb,max} - m_{Hb,u} \quad (4.54)$$

wobei

$$\begin{aligned} c_{Hb,max} &= \text{aktuelles Steuerziel} & [g/l] \\ m_{BWd} &= \text{Frachtsteuerung aus dem Becken Wipperfors} & [kg/s] \end{aligned}$$

Die Berechnung des aktuellen Steuerzieles erfolgt nach festgelegten Gesetzmäßigkeiten, die im Folgenden näher beschrieben werden sollen. Eine Übersicht über die ablaufenden Steuermechanismen liefert die Abbildung 4.8.

Randbedingungen für die Einhaltung des aktuellen Steuerzieles unter der Vorgabe der Vergleichmäßigung der Konzentration auf der Steuerstrecke sind vor allem (s.a. SCHÜRER 1997):

- die Beckenkapazität in Wipperfurth $V_{BWd,max}$ von 745840 m^3 darf nicht überschritten werden,
- ein Mindestfüllstand ($= 5 \% * V_{BWd,max} = 37929 \text{ m}^3$) muss eingehalten werden,
- bei Niedrigwasserperioden muss das Steuerziel ebenso einhaltbar sein,
- das Stapelvolumen muss ausreichen, den steuerbaren Chloridfrachtanteil der aktuellen Wasserführung anzupassen,
- die Kapazität des Ableitungskanals (ca. $0,29 \text{ m}^3/\text{s}$) in die Wipper kann nicht überschritten werden.

Als festgelegter, maximaler Grenzwert am Pegel Hachelbich werden derzeit 2 g/l als realistisch eingeschätzt (SCHÜRER 1997, SCHRAMM ET AL. 2002, MÖHRSTEDT 2003). Dieser darf als oberster Konzentrationsgrenzwert nicht überschritten werden ($\Rightarrow c_{Hb,max} \leq 2 \text{ g/l}$). Er wird auch für weitere statistische Auswertungen zur Steuerung am Becken Wipperfurth herangezogen, bspw. um Grenzwertüberschreitungen bei der Szenarienrechnung festzustellen. Dieser Grenzwert wird also als konstante Größe fest vorgegeben.

Der Parameter $c_{Hb,max}$ (s. Gl.(4.54)) legt die im aktuellen Berechnungsschritt zu bestimmende Zuspisungsfracht aus dem Becken und somit das Steuerziel fest. Dieser Steuerparameter in Form einer einzuhaltenden Konzentrationsvorgabe ist abhängig vom Füllstand im Becken und der hydrologischen Situation im Gebiet. Er kann entsprechend den nachfolgenden Erläuterungen fortwährenden Anpassungen unterliegen, um das Steuergeschehen am Becken Wipperfurth dynamisch an die jeweilige aktuelle Situation anpassen zu können.

Die Vorgehensweise bei der Abstoßsteuerung und der Festlegung des Steuerzieles ist zunächst abhängig vom Füllstand im Becken. Generell lässt sich das Stapelbecken dazu in vier steuerbare Bereiche untergliedern (s. Abb. 4.7, geändert nach SCHÜRER (1997)).

Innerhalb dieser Bewirtschaftungslamellen wird die Auslastung des Steuerzieles entsprechend des Beckenfüllstandes nach festgelegten Kriterien vorgegeben. In den sensiblen Bereichen (Bereich 2 und 4) wird die Auslastung je nach Beckenfüllstand erhöht bzw. erniedrigt, um ein Beckenüberlauf bzw. ein Leerlaufen des Beckens möglichst zu verhindern, und um evtl. veränderten Randbedingungen Rechnung zu tragen. Hiermit wird versucht, Konzentrationssprüngen im Vorfluter, hervorgerufen durch geänderte Einleitungsbedingungen beim Übergang des Beckenfüllstandes in eine andere Bewirtschaftungslamelle, entgegen zu wirken.

Unterhalb des Mindestfüllstandes (Bereich 1) wird die Einleitung eingestellt. Für den Bewirtschaftungsbereich 3 gelten keine weiteren Restriktionen.

Für die einzelnen Bewirtschaftungslamellen gilt im Einzelnen:

1. und 2. Füllbereich

Es wird untersucht, ob der tatsächlich berechnete Chloridkonzentrationswert in Hachelbich den vorgegebenen dynamischen Steuerparameter unterschreitet. Geschieht dies an 60 aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb dieser Bewirtschaftungslamelle, so

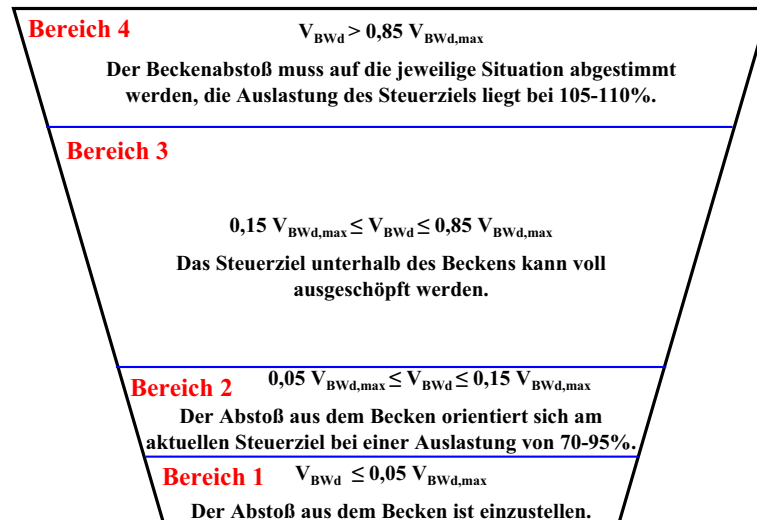


Abb. 4.7: Steuerbereiche im Laugenstapelbecken Wipperdorf (geändert nach SCHÜRER (1997)).

wird der Steuerparameter um 5 % herabgesenkt. Die Auslastung des Steuerzieles liegt in diesem Bereich zwischen 70 % und 95 %, je nach Beckenfüllstand. Die Anpassung vollzieht sich nach linearen Gesetzmäßigkeiten.

3. Füllbereich

Innerhalb dieses Füllbereiches wird das Steuerziel voll ausgeschöpft. Um die Übergänge zu den benachbarten Füllständen bzw. Bewirtschaftungslamellen nicht zu stark ins Gewicht fallen zu lassen, welches sich ja in der Auslastung des ausschöpfbaren Steuerzieles widerspiegelt (s. Abb. 4.7), wird bei einem Füllstand des Beckens von $< 0,2 * V_{BWd,max}$ bzw. $> 0,8 * V_{BWd,max}$ eine lineare Anpassung des Steuerparameters vorgenommen. Ausgehend davon, welcher Füllbereich aktuell erfasst wird, wird entsprechend eine Erhöhung (100-105 %) bzw. eine Absenkung (95-100 %) des Steuerparameters durchgeführt.

4. Füllbereich

In diesem oberen Lamellenbereich muss unter gegebenen Umständen der Steuerparameter sehr viel schneller angepasst werden, als im unteren Lamellenbereich (Bereich 2), um ein Überlaufen des Beckens zu verhindern. Daher wird eine Anpassung des Steuerzieles schon nach 30 Tagen vorgenommen, falls an diesen direkt aufeinanderfolgenden Tagen eine Grenzwertüberschreitung festgestellt worden ist. Unter diesen Umständen wird der Steuerparameter um 5 % erhöht. Die Auslastung in diesem Bewirtschaftungsbereich wird jedoch generell erhöht und schwankt zwischen 105-110 %. Auch hier wird die Auslastung linear dem Beckenfüllstand angepasst.

Das so festgelegte Steuerziel darf den maximalen Grenzwert (2 g/l; s.o.) nicht überschreiten und ist daraufhin gegebenenfalls noch einmal anzupassen. Zusammen mit der Abschätzung der zu erwartenden Wasserführung bzw. der zu erwartenden ungesteuerten Chloridfracht in Hachelbich erhält man die potentielle Zusteuerungsfracht (s. Gl. (4.54)).

Für die mengenmäßige potentielle Zusteuerung aus dem Becken Wipperfurth gilt mithin

$$Q_{BWd} = \frac{m_{BWd}}{c_{BWd}} \quad (4.55)$$

und

$$\begin{aligned} c_{BWd} &= \text{Chloridkonzentration im Becken Wipperfurth} \quad [g/l] \\ Q_{BWd} &= \text{Zusteuerung aus dem Becken Wipperfurth} \quad [m^3/s] \end{aligned}$$

Die aktuelle Beckensituation nach dem vorgegebenen Zulauf zum Becken entscheidet darüber, ob diese potentielle Frachtzusteuerung auch tatsächlich durchgeführt werden kann. Droht nach Zulauf der Haldensickerwässer etwa ein Überlauf des Beckens, so wird das den Stauraum übersteigende Volumen abgegeben, auch wenn dabei die potentielle Fracht überschritten wird. Wird selbst bei maximal möglicher Zusteuerung (0,29 m³/s; entspricht der Kapazität des Ableitungskanals) ein Beckenüberlauf nicht verhindert, so wird dies registriert und mitgeteilt. Die Frachtzusteuerung entspricht jedoch in diesem Fall dem gesamten Überlaufvolumen.

Im letzten Schritt des Steuerungsprozesses wird das neue Beckenvolumen bzw. die aktuelle Chloridmenge und -konzentration im Becken errechnet. Im Fortgang der Modellierung wird zum Schluss der Modellierungskette innerhalb eines Zeitschrittes am Pegel Hachelbich eine Überprüfung des aktuellen Steuerzieles bzw. des festgelegten, maximalen Grenzwertes durchgeführt und für statistische Auswertungen vorgehalten.

Zusammenfassend wird das Salzlaststeuerungskonzept in der Abbildung 4.8 noch einmal als Ablaufdiagramm wiedergegeben. Die Vorgehensweise bei der dynamischen Anpassung und Festlegung des aktuellen Steuerzieles soll hierin skizzenhaft dargestellt werden.

4.5 • STEUERUNGSKONZEPT FÜR DAS LSB WIPPERDORF

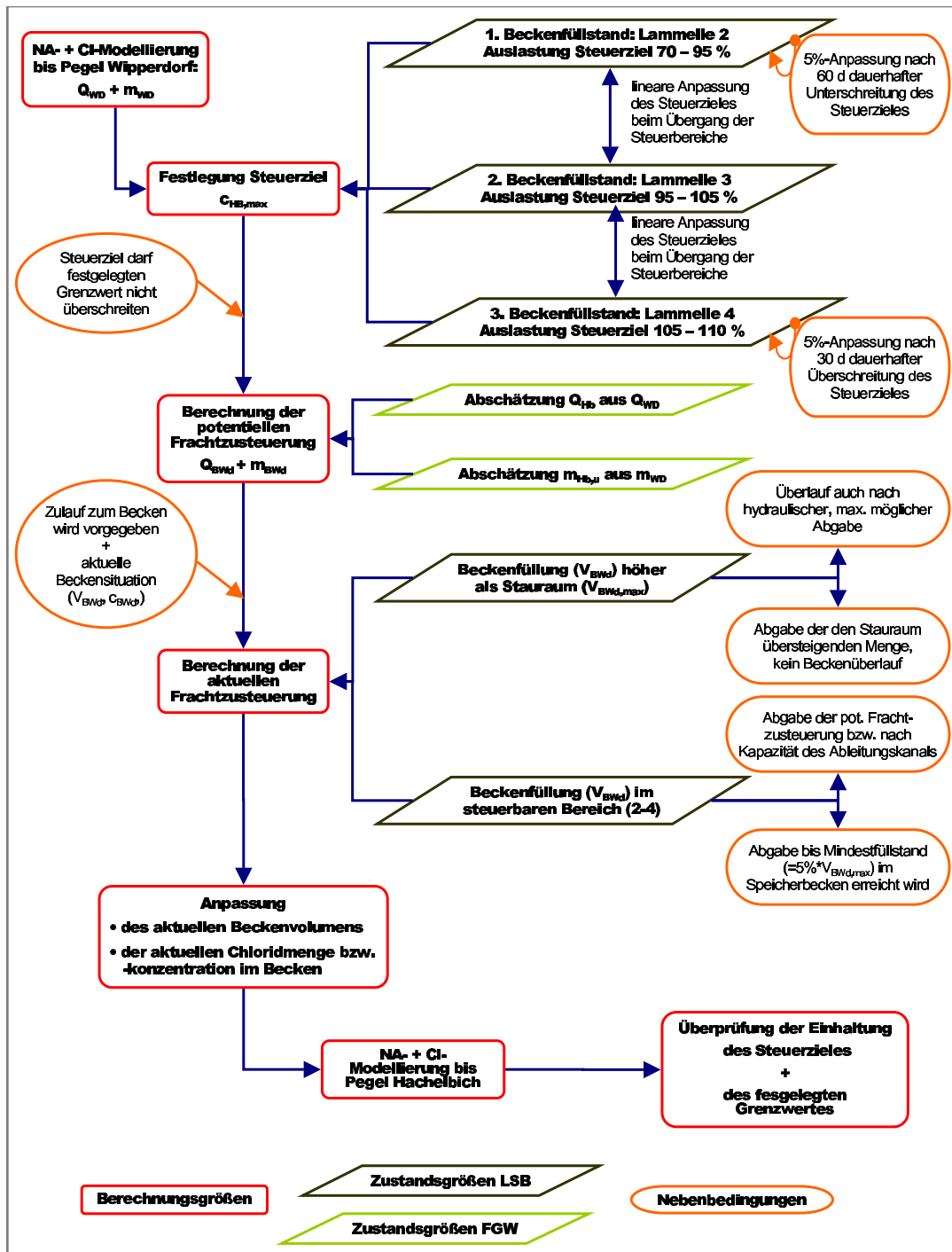


Abb. 4.8: Berechnungsablauf bei der Festlegung des aktuellen Steuerzieles und der Überprüfung der Einhaltung dieses Zieles bzw. der vorgegebenen maximalen Grenzwertkonzentration.

Kapitel 5

Modellanwendungen und Ergebnisse

Als Voraussetzung für die Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes im Unstrut-Einzugsgebiet mit Fokus auf die bergbaubedingten salinaren Einträge wurden im Untersuchungsgebiet (Raum 1 und 2) die Wasserhaushaltskomponenten detailliert untersucht. Ergebnisse erster Berechnungen für den Gesamtraum während der Periode 1981-1996 wurden ausführlich in SOMMER ET AL. (2003) dargelegt. Aufgrund des genesteten Modellierungsansatzes und der daraus resultierenden unterschiedlichen Zusammenstellung der Teilprozessmodelle auf den unterschiedlichen Ebenen, sollen die Wasserhaushaltskomponenten für den Raum 1 bzw. 2 hier gesondert betrachtet werden. Dieses Vorgehen schließt ebenso die Betrachtungen zur Durchflussmodellierung und die Berechnungen zum Stofftransport ein, da aufgrund der sehr unterschiedlich detaillierten Eingangsinformationen keine einheitlichen Betrachtungen auf diesen unterschiedlichen Bezugsebenen möglich war.

Um der Zielstellung und der Gewichtung der zu untersuchenden Prozesse innerhalb dieser Forschungsarbeit gerecht zu werden, werden zunächst die Ergebnisse für den Wasserhaushalt dargestellt (5.2), da diese als Grundlage für die weiteren Modellierungsarbeiten dienen. Sie waren jedoch nicht der Hauptschwerpunkt.

Im Fokus der eigenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten standen vor allem die Prozesse im Fließgerinne (Durchfluss [Kap. 5.3] und Stofftransport [Kap. 4.4]) und die Anwendung des Salzlaststeuerungskonzeptes (Kap. 5.5). Die anschließenden Szenarienberechnungen (Kap. 5.6) sollen eine Bestätigung dafür liefern, das Konzept auch langfristig anwenden zu können und evtl. Steuerziele neu zu definieren.

Der Betrachtungszeitraum innerhalb dieser Studien erstreckte sich auf die Periode 1992-2003, so dass auch die aktuelle Situation im Untersuchungsgebiet mit einbezogen werden konnte. Die Darstellung der Ergebnisse der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase erfolgen entsprechend der genannten Themenkomplexe en bloc, so dass stufenweise eine Aufarbeitung bis hin zur Salzlaststeuerung bzw. Szenarienanalyse vollzogen wird.

Bevor die Ergebnisse der Simulationsrechnungen dargestellt werden, soll zunächst das Vorgehen bei der generellen Modellkalibrierung (Kap. 5.1) erläutert werden.

5.1 Modellkalibrierung

Die Kontrolle der Ergebnisse bei der Anpassung von hydrologischen Modellen und die Bewertung der Simulationsgüte bei der Modellvalidierung erfolgte über einen Vergleich von simulierten und gemessenen Abflüssen.

Da der an Pegeln gemessene Abfluss aus einem Einzugsgebiet eine integrale Größe darstellt, kann er als geeignetes Kriterium zur Bewertung der Simulationsgüte herangezogen werden. Hierin spiegelt sich die räumliche Variabilität der relevanten hydrologischen Prozesse innerhalb eines Einzugsgebietes wider. Durch die Betrachtung verschiedener Pegel konnte zudem die modellinterne, räumliche Differenzierung der hydrologischen Modellparameter zur Beschreibung dieser Prozesse berücksichtigt werden. Somit wurde eine räumlich differenzierte, flächendetaillierte Aussage über die Simulationsgüte ermöglicht.

Für die Modellkalibrierung können unterschiedliche Kriterien zur Bewertung der Güte zwischen gemessenen und berechneten Durchflüssen herangezogen werden. Die Auswahl hängt dabei vom eigentlichen Ziel der Modellsimulation ab (ABBOTT ET AL. 1996). Neben vielen anderen Kriterien (vergl. AITKEN 1973, GREEN ET AL. 1986) liefert der *Nash-Sutcliffe-Koeffizient* (Effizienz, wird im Folgenden auch mit *Eff* abgekürzt; nach NASH ET AL. 1970), ein objektives Maß für die Güte der Modellanpassung. Er wird nach folgender Formel bestimmt:

$$Eff = \frac{F_0^2 - F^2}{F_0^2} \quad (5.1)$$

wobei

$$F^2 = \sum (Q_{sim,i} - Q_{gem,i})^2 \quad (5.2)$$

$$\begin{aligned} F^2 &= \text{Index der Abweichungen (Varianz der Residuen)} && [(m^3/s)^2] \\ Q_{sim,i} &= \text{berechneter Durchfluss zum Zeitpunkt } i && [m^3/s] \\ Q_{gem,i} &= \text{gemessener Durchfluss zum Zeitpunkt } i && [m^3/s], \end{aligned}$$

und

$$F_0^2 = \sum (Q_{gem,i} - \tilde{Q})^2 \quad (5.3)$$

$$\begin{aligned} F_0^2 &= \text{Varianz der Eingangsdaten} && [(m^3/s)^2] \\ \tilde{Q} &= \text{Mittelwert aller gemessenen Durchflusswerte} && [m^3/s]. \end{aligned}$$

Als weiteres Gütekriterium bei diesen Untersuchungen diene zudem das Bestimmtheitsmaß der jeweiligen Ganglinien, wobei zusätzlich noch die Wasserbilanzen herangezogen wurden.

Der für die Modellkalibrierung gewählte Simulationszeitraum vom 01.01.1992 bis zum 31.12.2000 (s.a. Kap. 2.2) enthält sowohl verschiedene Hochwasser- als auch Niedrigwasserereignisse, so dass eine unterschiedliche Dominanz verschieden gearteter Prozesse abgebildet werden musste.

Die bei der Kalibrierung herangezogenen Parameterwerte wurden vornehmlich manuell ermittelt. Dabei wurde auch auf Erfahrungen anderer Untersuchungen zurückgegriffen (BECKER ET AL. 2004, PFÜTZNER 2002, BECKER ET AL. 2002, LAHMER 2000). Zudem wurden ausgiebige Untersuchungen zur Sensitivität des Modells gegenüber verschiedenen Eingangsparametern und zu deren Skalenverhalten durchgeführt (LAHMER ET AL. 1999, LAHMER ET AL. 1999a, LAHMER ET AL. 2000a, LAHMER ET AL. 2000b). Darüber hinaus wurde ArcEGMO auch für Wasserhaushaltsuntersuchungen zu Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt verwendet (BECKER ET AL. 1996, LAHMER ET AL. 2000, LAHMER ET AL. 2001, LAHMER 2002, LAHMER 2003, BRONSTERT ET AL. 2003), so dass auch diese Studien zur Modellkalibrierung herangezogen wurden.

Die Kalibrierung erfolgte zunächst für das Fokusgebiet im Teileinzugsgebiet der Wipper. Auf der Grundlage dieses Parametersatzes wurden dann die Simulationen im Gesamtgebiet durchgeführt.

Die größten Unsicherheiten bei der Modellierung ergaben sich durch die mangelnde Datengrundlage. Fehlende Grundwasserflurabstände, vor allem im Raum 1 (s. Kap. 2.1.3), müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Die Eingangsdaten bezüglich des Chlorideintrages konnten teilweise nur abgeschätzt werden (s. Kap. 3.3), so dass etwaige Gütekriterien, wie sie für die Durchflussmodellierung verwendet wurden, bei der Stofftransportmodellierung nicht zum Einsatz kamen. Zudem sind die zum Teil nur im Monatszeitschritt vorhandenen Chlorideingangsruchten nicht dazu geeignet, die Tagesdynamik treffend abzubilden. Somit würden derartige Gütekriterien zum Stofftransport keine belastbaren Aussagen liefern. Um aber dennoch Vergleichsmöglichkeiten zu liefern, wurden für den Stofftransport die eingehenden und die vom Modell ausgehenden Stoffmengen in Beziehung gebracht.

Weitere Einzelheiten zum Vorgang der Parametrisierung finden sich auch vor jedem Abschnitt der Themenkomplexe Wasserhaushalt (Kap. 5.2.1), Durchflussmodellierung (Kap. 5.3.1) und Stofftransport (Kap. 5.4.1), um so die spezifischen Anpassungen der einzelnen Teilmodelle besser hervorheben zu können.

5.2 Ergebnisse für den Gesamtwasserhaushalt

Auf die Darstellung der unterschiedlichen Herangehensweise und Aggregierungsmethodik bei den Modellierungsarbeiten zur Beschreibung des Gebietswasserhaushaltes im Raum 1 respektive Raum 2 wurde bereits in Kapitel 4.2 eingegangen. Im Weiteren sollen hier die Ergebnisse des Gesamtwasserhaushaltes getrennt für die beiden Untersuchungsebenen vorgestellt werden.

Auf die unterschiedliche Verteilung der Anteile an den verschiedenen Landnutzungs-klassen bzw. der verschiedenen Grundwasserflurabstandsklassen muss in diesem Zusammenhang hingewiesen werden, da diese einen wesentlichen Einfluss auf die Berechnung der verschiedenen Wasserhaushaltskomponenten besitzen. Daher werden die Unterschiede im Fokusgebiet im Vergleich zum Gesamtraum in Kapitel 5.2.2 explizit dargestellt.

Die Kalibrierung und Validierung des Modells wurden an der integrierten Messgröße

des Gebietsabflusses vorgenommen, wobei die Ergebnisse zu den Durchflusssimulationen dem Kapitel 5.3 zu entnehmen sind. Die Darstellung der Ergebnisse für den Wasserhaushalt der beiden Untersuchungsräume werden für die gesamte Periode von 1992-2003 dargestellt, wobei in diesem Zusammenhang keine Untergliederung in Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase vorgenommen wurde.

5.2.1 Parametrisierungen zur Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen

Bei der Berechnung der einzelnen Gebietswasserhaushaltskomponenten sind zahlreiche Teilmodelle genauer zu parametrisieren. Für die Parametrisierung der bodenphysikalischen Eigenschaften sowie der unterschiedlichen Landnutzungstypen war es notwendig, eine Vielzahl einzelner Parameter zu definieren. Das Modell ArcEGMO ist so konzipiert, dass mit den verfügbaren digitalen Karten die erforderlichen Modellparameter teilweise direkt aus diesen Karten GIS-technisch abgeleitet werden können.

Zur Berücksichtigung der Bodeneigenschaften wurden eine Bodentypentabelle und eine Substrattabelle herangezogen. Die Bodentypentabelle beschreibt die Schichtung des Bodens, die Substrattabelle enthält die für die hydrologische Modellierung relevanten bodenphysikalischen Kennwerte. Wertebereiche der in der Modellierung verwendeten wichtigsten bodenphysikalischen Parameter (bspw. hydraulische Leitfähigkeit, Bodenkapillarwasserspeicherkapazität) sind der Tabelle 5.1 zu entnehmen.

Unterschiede in der gebietsspezifischen Landnutzung wurden über die Zuordnung verschiedener Kennwerte (bspw. Versiegelungsgrad, Wurzeltiefe, Interzeptionsspeicherkapazität, etc.) zu den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flächennutzungen realisiert. Angaben zu den Wertebereichen der zur Landnutzungsklassifizierung herangezogenen Parameter zeigt Tabelle 5.2.

Da die Einzellinearspeicherkonstanten zur Beschreibung der Grundwasserprozesse nicht direkt aus GIS-Informationen abgeleitet werden, mussten diese als Eingabekennwerte definiert werden. Die Parameterwerte des 2-Schichtansatzes sind in der Tabelle 5.3 aufgeführt.

Wie in den beiden Kapiteln 4.2.1 und 4.2.2 dargelegt, werden die Werte für die potentielle Evapotranspiration nach dem Verfahren von Turc/Ivanov (DVWK 1996) bestimmt, wobei die monatlichen Korrekturfaktoren nach KOITZSCH ET AL. (1990) angesetzt wurden. Diese Faktoren wurden speziell für die neuen Bundesländer ausgewiesen, können jedoch gebietsspezifisch leicht variiert werden. Innerhalb dieser Untersuchungen wurde der Wertebereich dieser Korrekturfaktoren für das Gesamtgebiet auf [0,70 - 1,25] und für das Fokusgebiet auf [0,75 - 1,5] festgelegt.

Auf den Prozess der räumlichen Aggregation zur Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten auf Gesamtgebietebebene soll im Folgenden noch näher eingegangen werden, da diese Vorgehensweise einen maßgebenden Einfluss auf die zu berechnenden Größen hatte. Räumliche Aggregations- oder Regionalisierungsverfahren können zu erheblichen Fehlern und damit zu einer nicht realitätsgerechten Beschreibung hydrologischer Gebietseigenschaften führen, sofern sie unangemessene Vereinfachungen darstellen. Von Bedeutung dabei ist

5.2 • ERGEBNISSE FÜR DEN GESAMTWASSERHAUSHALT

Tab. 5.1: Wertebereiche der im Bodenmodell definierten räumlich variablen bodenphysikalischen Parameter.

spezifischer Bodenparameter	Wertebereich
nutzbare Feldkapazität [Vol.%]	4 - 61
Sickerwasserspeicherkapazität [Vol.%]	2 - 21
Grobporenvolumen [Vol.%]	1 - 90
Bodenmächtigkeit [m]	0,1 - 1,9
hydraulische Leitfähigkeit [m/s]	$8,10 \cdot 10^{-10}$ - $5,21 \cdot 10^{-6}$

Tab. 5.2: Wertebereiche der räumlich-zeitlich variablen Parameter der Landnutzungsclassifizierung.

spezifischer Bodenparameter	Wertebereich
Wurzeltiefe [m]	0,1 - 1,3
Versiegelungsgrad [%]	0 - 95
Bedeckungsgrad [%]	0 - 100
Interzeptionsspeicher [mm]	1 - 8
Blattflächenindex [m^2/m^2]	0,1 - 6
Rauhigkeit [$\text{s}/\text{m}^{1/3}$]	0,001 - 0,26

Tab. 5.3: Wertebereiche der den Gliederungsbereichen grundwasserferne (K_G), Hang- (K_H) und Drainageflächen (K_D) zugeordneten Grundwasserspeicherkonstanten.

Speicherkonstante	1. Schicht	2. Schicht
	[d]	[d]
K_G	150	3
K_H	3	1
K_D	1	1

vor allem auch die Anzahl der Hydrotopklassen, nach der die Einteilung der Elementarflächen erfolgt.

Es wurden in dieser Arbeit zehn unterschiedliche Klassen definiert (s. Tab. 5.4), die sich für die Wasserhaushaltsberechnungen im Raum 1 als günstig erwiesen. Dies entspricht auch der Vorgehensweise anderer Untersuchungen (LAHMER ET AL. 1999, LAHMER ET AL. 2000c, BECKER ET AL. 2002). Darin wurde die Sensitivität der Wasserhaushaltsergebnisse bezüglich der Anzahl der Hydrotopklassen untersucht. Die Parametrisierung für diese Hydrotopklassen erfolgte GIS-gestützt unter Einbeziehung der in Kapitel 4.2.2 genannten Flächeneigenschaften. Das Ergebnis dieser Ausweisung wird in Kapitel 5.2.3 dargestellt.

Tab. 5.4: Hydrotopklassifizierung auf Gesamtgebietsebene und deren Merkmalsausprägungen.

Klasse	Merkmal
1	Wiese, grundwasserfern
2	Acker, grundwasserfern
3	Wald, grundwasserfern
4	sonstige grundwasserferne Flächen
5	Halden
6	sonstige grundwassernahe Flächen
7	Wald, grundwassernah
8	bebaute Flächen
9	Verkehrswege
10	Wasserflächen

5.2.2 Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich

Entsprechend der Zielstellung dieser Arbeit, die Wasserhaushaltsgrößen in ihrer skalenspezifischen Gebietsausprägung darzustellen, war es erforderlich, die hydrologischen Untersuchungen auf der Fokusebene elementarflächenbezogen durchzuführen, um so die Variabilität und die Dynamik dieser Komponenten besser wiedergeben zu können. Dies ergab sich auch im Hinblick eines möglichen operationellen Einsatzes dieses Modells mit einer entsprechend detaillierteren Betrachtung der lateralen Fließprozesse in der gesättigten Grundwasserzone. Die Zeitschrittweite bei den hier durchgeführten Berechnungen betrug jeweils ein Tag.

Bei den detaillierten Untersuchungen zum Wasserhaushalt für den Untersuchungsraum 2 mit einer Fläche von 568 km^2 wurde die Anzahl der Elementarflächen auf 35519 in 97 Teileinzugsgebieten festgelegt. Das Gewässernetz umfasste mit 866 hierarchisierten Fließgewässerabschnitten eine sehr große Anzahl von Teilabschnitten, was jedoch mit der Aufbereitung des Gewässernetzes für eine mögliche gekoppelte Modellierung (NA-Modell \Leftrightarrow GW-Modell) im Raum 2 im Rahmen der Untersuchungen innerhalb des Forschungsprojektes *“Flussgebietsmanagement Unstrut”* begründet werden kann. Durch die unterirdische

Erweiterung des oberirdischen Einzugsgebietes der Wipper in das Einzugsgebiet der Helbe hinein wurde bei den hier betrachteten Modellierungsarbeiten das gesamte Flusseinzugsgebiet der Wipper und der Helbe betrachtet. Zusammen bilden diese eine Fläche von 905 km² bei einer Anzahl der Elementarflächen von 49340 in 147 Teileinzugsgebieten. Das Gewässernetz umfasste somit insgesamt 959 hierarchisierte Fließgewässerabschnitte.

Die Flächenanteile der im Fokusgebiet vorhandenen Landnutzungsklassen weist die Tabelle 5.1 aus. Wie auf Gesamtgebietsebene werden auch hier die Landnutzungsflächen von Acker- und Waldflächen dominiert (vergl. Tab. 2.5). Die größte Fraktion bildet nach wie vor das Ackerland mit ca. 52 %. Die Abnahme des Flächenanteiles von Ackerland um rund 7 % im Gegensatz zum Gesamtuntersuchungsgebiet geht fast vollständig zugunsten des Waldflächenanteiles. Wald stellt damit etwa 28 % der Gesamtfläche dar. Die flächenhafte Darstellung der Landnutzung für den Raum 2 lässt sich der Abbildung A.7 im Anhang A entnehmen.

Bezeichnung	Flächenanteil [km ²]
Ackerflächen	473
Grünland	110
Wald	255
Verkehrsflächen	9
Bebauung	56
Wasserflächen	0,8

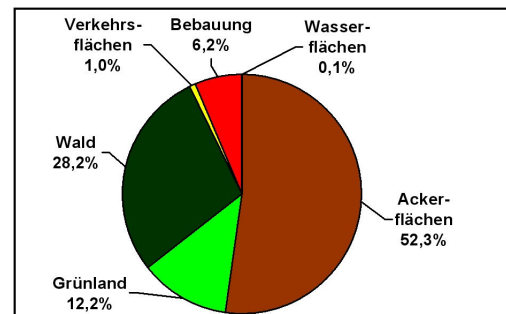


Abb. 5.1: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche im Fokusgebiet.

Informationen über den mittleren Grundwasserflurabstand stellen eine der wesentlichen Eingangsinformationen bei der hydrologischen Modellierung dar und wurden für den Fokusraum sehr detailliert untersucht (DGFZ 2005). Auf dieser Grundlage ergaben sich die in der Tabelle 5.5 ausgewiesenen Flächenanteile in den fünf verschiedenen Grundwasserflurabstandsklassen. Die flächenhafte Verteilung zeigt die Abbildung A.6 in Anhang A. Vergleichende Ergebnisse für den Gesamttraum finden sich in Kapitel 2.1.3 Tabelle 2.1.

Es wird deutlich, dass der größte Flächenanteil mit ca. 55 % dem grundwasserfernen Bereich (GWFA-Klasse 5) zugeschrieben werden muss. Verglichen mit einem Wert für das Gesamtgebiet von ca. 15 % (vergl. Tab. 2.1), war hier der Anteil der grundwasserfernen Flächen im Verhältnis deutlich höher. Diese Verschiebung hin zu höheren Grundwasserflurabständen ergab sich aus einem weitaus geringeren Flächenanteil innerhalb der Klasse 2. Die übrigen Flächenanteile waren größenordnungsmäßig ähnlich der Verteilung auf Gesamtgebietsebene aufgeteilt.

Unter Verwendung des kalibrierten bzw. validierten Modells und der pro Simulationszeitschritt interpolierten meteorologischen Eingangsgrößen wurden die verschiedenen Wasserhaushaltsgrößen berechnet. Im Ergebnis werden die in Tabelle 5.6 gezeigten Jahresmittelwerte der meteorologischen Eingangsgrößen (Tagestemperatur T, Niederschlag PI)

Tab. 5.5: Die für das Fokusgebiet bis zum Auslasspegel Hachelbich/Wasserthaleben ausgewiesenen Grundwasserflurabstandsklassen.

Klasse	Bereich [cm]	Flächenanteil [%]
1	0-100	7,4
2	100-200	4,2
3	200-500	18,6
4	500-1000	14,6
5	> 1000	55,2

Tab. 5.6: Jahressummen/-mittelwerte der meteorologischen Eingangsdaten (Temperatur T, Niederschlag PI) sowie der berechneten Wasserhaushalts- und Abflusskomponenten (potentielle Evapotranspiration EP, klimatische Wasserbilanz KWB, reale Evapotranspiration ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) im Fokusgebiet in der Periode 1992-2003.

Jahr	T [°C]	PI [mm/a]	EP [mm/a]	KWB [mm/a]	ER [mm/a]	SWB [mm/a]	RO [mm/a]
1992	8,67	622	827	-206	510	54	9
1993	7,69	693	744	-51	569	60	9
1994	8,91	719	808	-89	536	123	13
1995	8,15	620	791	-172	494	85	9
1996	6,15	572	672	-101	459	12	8
1997	8,04	574	770	-196	494	67	7
1998	8,23	697	718	-21	458	91	12
1999	8,98	658	811	-153	534	94	9
2000	9,25	594	781	-187	491	87	6
2001	8,90	694	810	-116	530	84	8
2002	9,21	842	762	80	560	102	20
2003	9,12	505	932	-428	466	97	7

5.2 • ERGEBNISSE FÜR DEN GESAMTWASSERHAUSHALT

und berechneten Wasserhaushaltsgrößen (potentielle Evapotranspiration EP, klimatische Wasserbilanz KWB, reale Evapotranspiration ER, Sickerwasserbildung SWB und Oberflächenabflussbildung RO) für die Periode 1992-2003 erzielt.

Die Minima, Mittelwerte und Maxima aller Größen für den genannten Zeitraum stellt die Abbildung 5.2 grafisch dar. Während der Periode 1992-2003 wurde ein durchschnittlicher Jahrestemperaturwert für das Fokusgebiet von 8,44 °C erreicht. Höhere Jahresdurchschnittstemperaturen bedingen auch meist einen Anstieg sowohl der potentiellen wie auch der realen Evapotranspiration. Mittelwerte dieser Größen lagen bei 786 mm/a für EP bzw. 509 mm/a für ER. Der Niederschlag, der den Wert von ER ebenfalls stark beeinflusst, wies mit einem mittleren Jahresdurchschnittswert von 649 mm/a einen für das Gebiet typischen Durchschnittswert auf (s. TLUG 2004). Die Werte für die Sickerwasserbildung lagen mit durchschnittlich 80 mm/a ebenfalls im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte (vergl. *GEOFEM* - Wasserhaushalt/Geologie/Festgestein/Modell-Berechnungen des langjährigen mittleren Wasserhaushaltes für den Festgesteinsbereich der ehemaligen DDR, TLU & TLG 1996 (<http://www.tlug-jena.de>); s.a. GABRIEL ET AL. 1986). Die Schwankungsbreite für die Oberflächenabflussbildung war sehr gering (6 - 20 mm/a), so dass ein quasi konstanter Mittelwert von ca. 10 mm/a angegeben werden kann. Bedingt durch die relativ hohen Evapotranspirationsraten (Maximalwert lag bei 932 mm/a) ergaben sich für die klimatische Wasserbilanz im Fokusgebiet relativ geringe Werte (Mittelwert: -137 mm/a), wobei der Minimalwert von -428 mm/a im Jahr 2003 sehr deutlich das Zusammenwirken unterdurchschnittlicher jährlicher Niederschläge und überdurchschnittlicher Jahressummen der potentiellen Verdunstung aufzeigt. Sie verdeutlichen, dass das Einzugsgebiet der Wipper, ebenso wie das der Unstrut (s. Kap. 5.2.3), verglichen mit den alten Bundesländern durch ein geringes Wasserdargebot charakterisiert ist.

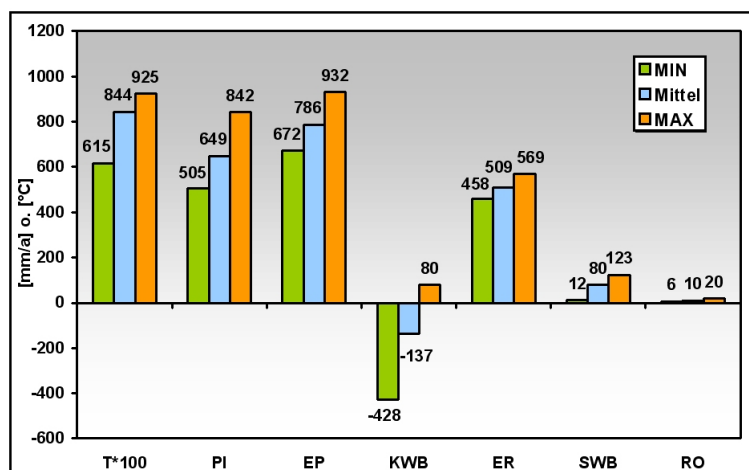


Abb. 5.2: Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Fokusgebiet.

Um einen Eindruck von der räumlichen Verteilung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen zu vermitteln, werden im Anhang die flächendifferenzierten Kartendarstellungen dieser Komponenten wiedergegeben (s. Anhang B.2). Dort werden die mittleren Jahresdurchschnittswerte (Jahressummen- bzw. -mittelwerte) anschaulich dargestellt.

5.2.3 Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben

Für das Gesamtgebiet wurden die Wasserhaushaltsberechnungen auf Teilgebietsebene (s. Anhang A Abb. A.4) ebenfalls im Tagesschritt durchgeführt. Die Ergebnisse der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten werden hier zusammenfassend für das gesamte Einzugsgebiet bis zum Pegel Oldisleben während des Simulationszeitraumes 1992-2003 betrachtet.

Insgesamt wurden für das Einzugsgebiet bis zum Gebietsauslass am Pegel Oldisleben 722 Teileinzugsgebiete ausgewiesen. Die Anzahl der Elementarflächen in diesem Gebiet lag bei 168500 Flächen. Die etwa 2172 Fließgewässerabschnitte waren im Gegensatz zum Fokusgebiet nicht so zahlreich, da die feine Überarbeitung des Gewässernetzes für die etwaige Modellkopplung im Raum 2 bei diesen Berechnungen nicht übernommen wurde.

Das Ergebnis der Zusammenfassung der Elementarflächen zu Hydrotopen gibt die Hydrotopkarte in Abbildung 5.3 wieder. Hierbei zeigte sich die Heterogenität des räumlichen Musters bei der Unterteilung des Untersuchungsgebietes in die verschiedenen Hydrotope.

Durch die räumliche Aggregation ergaben sich für das Untersuchungsgebiet insgesamt 3778 Einheiten in zehn verschiedenen Klassen. Die Abbildung 5.4 zeigt die prozentuale Verteilung der einzelnen Hydrotopklassen an der Gesamtfläche des Einzugsgebietes.

Mit einem Anteil von über 47 % wiesen die grundwassernahen Flächen einen erheblichen Anteil an der Gesamtfläche aus. Hier spiegelte sich sehr deutlich die Verteilung der Grundwasserflurabstandsklassen wider. Vor allem im Bereich des Thüringer Waldes und des entsprechenden Vorlandbereiches ist diese Einteilung aufgrund der mangelhaften Datengrundlage nur eingeschränkt gültig. In dieser Region sind sicherlich eher grundwasserferne Standorte zu erwarten, wie auch bereits in KLÖCKING ET AL. (2004a) veröffentlicht wurde. Die übrige Verteilung war stark durch die Landnutzung geprägt, wobei die grundwasserfernen Flächen mit etwa 44 % einen ebenso hohen Anteil hatten wie die grundwassernahen Gebiete. Versiegelte bzw. bebaute Flächen belegten einen Anteil von ca. 8 %.

Mit diesen Annahmen wurde eine räumlich hoch aufgelöste Interpolation meteorologischer Eingangsgrößen sowie eine entsprechende Berechnung von Wasserhaushaltsgrößen bei vertretbaren Rechenzeiten ermöglicht. Die für das Gesamtgebiet über den Zeitraum von 1992-2003 erzielten Jahresmittelwerte der wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen (Tagestemperatur T, Niederschlag PI, potentielle Verdunstung EP, reale Verdunstung ER, Sickerwasserbildung SWB und Oberflächenabflussbildung RO) sind in der Tabelle 5.7 zusammengefasst. Sie zeigt den zeitlichen Verlauf der einzelnen mittleren Größen während dieser Simulationsperiode auf. Abbildung 5.5 stellt die Minima, Mittelwerte und Maxima der meteorologischen Eingangsgrößen (T und PI) und berechneten Wasserhaushaltsgrößen (EP, ER, SWB und RO) für den genannten Zeitraum übersichtlich dar.

Grob gesehen stimmen die hier betrachteten Komponenten des Wasserhaushaltes auf Gesamtgebietsebene größenordnungsmäßig mit den erzielten Ergebnissen auf Fokusebe-

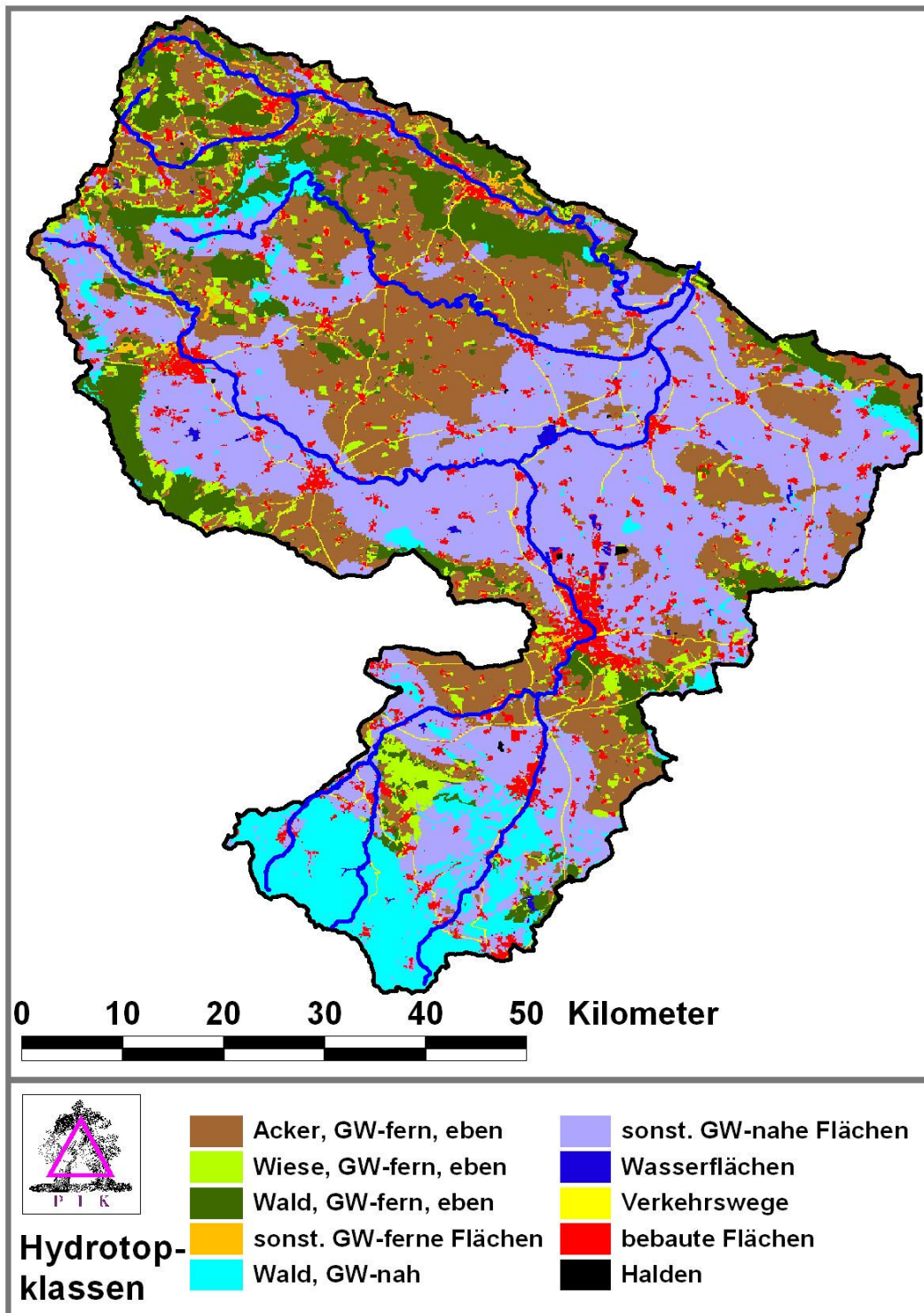


Abb. 5.3: Aggregation des Gesamtuntersuchungsgebietes in Hydrotope bei Anwendung von zehn verschiedenen Hydrotopklassen.

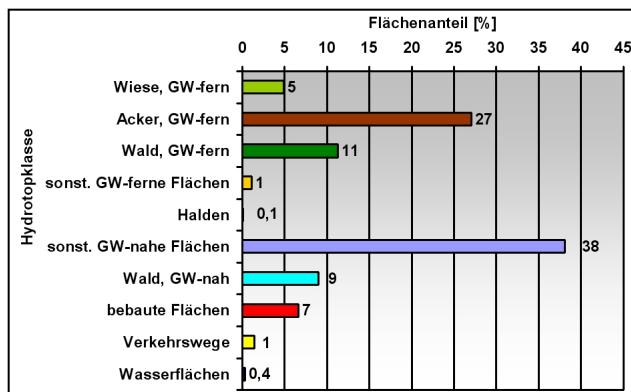


Abb. 5.4: Flächenanteile der für die Simulationsrechnung gebildeten zehn Hydrotopklassen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

Tab. 5.7: Jahressummen/-mittelwerte der meteorologischen Eingangsdaten (Temperatur T, Niederschlag PI) sowie der berechneten Wasserhaushalts- und Abflusskomponenten (potentielle Evapotranspiration EP, klimatische Wasserbilanz KWB, reale Evapotranspiration ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) im Gesamtuntersuchungsgebiet in der Periode 1992-2003.

Jahr	T [°C]	PI [mm/a]	EP [mm/a]	KWB [mm/a]	ER [mm/a]	SWB [mm/a]	RO [mm/a]
1992	9,11	653	708	-54	569	66	21
1993	8,12	712	650	62	568	104	24
1994	9,50	751	699	52	570	179	33
1995	8,56	680	667	14	545	118	24
1996	6,45	594	564	30	478	61	19
1997	8,39	596	648	-51	530	80	19
1998	8,72	700	630	70	482	156	23
1999	9,35	655	699	-43	574	100	20
2000	9,75	618	678	-60	532	98	18
2001	8,88	689	668	20	546	106	20
2002	9,19	848	631	217	556	236	39
2003	9,12	486	774	-288	516	21	13

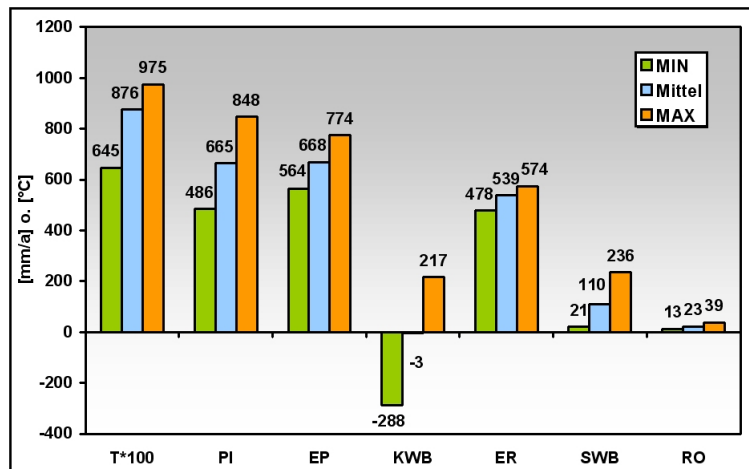


Abb. 5.5: Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Gesamtuntersuchungsgebiet.

ne gut überein (Temperatur: 8,76 °C, Niederschlag: 665 mm/a, reale Evapotranspiration: 539 mm/a, Sickerwasserbildung: 110 mm/a, Oberflächenabfluss: 23 mm/a). In Anbetracht der stark unterschiedlichen Größe der beiden Untersuchungsräume und der damit einhergehenden stark unterschiedlichen Gesamtgebietsausprägungen waren die langjährigen Gebietsmittelwerte gut vergleichbar.

Die mittlere Jahrestemperatur im Gesamtgebiet lag bei 8,76 °C, der Gebietsniederschlag im Mittel bei 665 mm/a und die Werte der realen Evapotranspiration bei 539 mm/a. Lediglich die Werte für die potentielle Evapotranspiration stellten sich auf ein etwas niedrigeres Niveau ein (Jahresmittelwert Raum 1: 668 mm/a; Jahresmittelwert Raum 2: 786 mm/a), teilweise bedingt durch die unterschiedliche Wahl der Korrekturfaktoren für das Turc/Ivanov-Verfahren (s. Kap. 5.2.1; Raum 1: [0,70 - 1,25], Raum 2: [0,75 - 1,5]). Aufgrund einer flächendifferenzierteren Betrachtungsweise und anderer regionaler Gegebenheiten im Raum 2, ist diese Verfahrensweise jedoch durchaus angemessen, um Unterschiede in der Dominanz einzelner Prozesse deutlich zu machen.

Bedingt durch geringere potentielle Evapotranspirationsraten wies auch die klimatische Wasserbilanz im Raum 1 nicht mehr so stark negative Werte auf, welches sich in einem durchschnittlichen Jahresmittelwert von -3 mm/a niederschlug. Die Sickerwasserbildung lag mit durchschnittlich 110 mm/a etwas höher als im Fokusgebiet. Auch im Raum 1 waren die Werte für den Oberflächenabfluss in einem relativ engen Schwankungsbereich, wobei hier der Mittelwert mit 23 mm/a angegeben werden konnte.

Aufgrund der stark räumlich unterschiedlichen Gebietseigenschaften sind auch die einzelnen Komponenten des Wasserhaushaltes stark räumlich differenziert zu betrachten. Nähere Einzelheiten hierzu sollen in diesem Zusammenhang nicht erläutert werden, jedoch wird im Anhang B.1 eine ausführliche Schilderung dieser Zusammenhänge geliefert.

5.2.4 Diskussion der Wasserhaushaltsergebnisse

Das Einzugsgebiet der Unstrut bzw. ihrer Nebenflüsse war in den letzten Jahren immer wieder Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (BECKER ET AL. 1999, KRAUSE 2001, TLUG 2004, WECHSUNG ET AL. 2004). Auch hierbei waren die Wasserhaushaltsuntersuchungen wesentlicher Bestandteil der relevanten Forschungsergebnisse. Ein Vergleich der in dieser Arbeit berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit den Angaben der oben genannten Studien zeigt eine recht gute Übereinstimmung der erzielten Ergebnisse.

In KRAUSE (2001) werden bspw. Größenordnungen für den Gebietsniederschlag für die Periode 1981-1990 mit 681 mm/a angegeben. Für die potentielle Evapotranspiration werden für den betrachteten Zeitraum Mengen in Höhe von 579 mm/a genannt, während die reale Evapotranspiration bei 495 mm/a liegt. Neuere Untersuchungen weisen jedoch für die potentielle Evapotranspiration wesentlich höhere Werte auf. Die von der TU-Dresden durchgeführten Arbeiten (BERNHOFER ET AL. 2003) zeigen für den Westen Thüringens zwar ebenfalls nur Werte um 600 mm/a, im Thüringer Becken liegen die Werte jedoch sogar deutlich über 750 mm/a (vergl. Raum 1: 668 mm/a, Raum 2: 786 mm/a). Der Auswertungszeitraum ist bei diesen Untersuchungen sogar auf die Periode 1971-2000 ausgedehnt. Somit lassen sich die hier erzielten Ergebnisse sehr gut darin einordnen.

Die Grundwasserneubildung, bzw. in dieser Arbeit auch die Sickerwasserbildung genannt, wird in KRAUSE (2001) mit ca. 149 mm/a beziffert und kann als vergleichbar mit den hier erzielten Ergebnissen angesehen werden (Raum 1: 110 mm/a, Raum 2: 80 mm/a).

Dass die klimatische Wasserbilanz für den Raum 2 so defizitär ausgewiesen wird, liegt zum einen an den geringeren Gebietsniederschlägen zum anderen aber auch an den hohen potentiellen Verdunstungsraten. Die Höhe der KWB lässt sich jedoch gut mit den Ergebnissen in BERNHOFER ET AL. (2003) vergleichen. Hierin wird der Wertebereich der Jahresmittelwerte zwischen -300 und +200 mm/a im Einzugsgebiet der Unstrut beziffert.

Zusammenfassend bestätigt sich die schon in Kapitel 5.2.2 getroffene Aussage, dass das gesamte Einzugsgebiet der Unstrut bis zum betrachteten Auslasspegel in Oldisleben stark durch ein sehr geringes Wasserdargebot geprägt ist. Damit sind die hier erzielten Resultate konform mit den auch in anderen Studien erzielten Ergebnissen bzgl. des Gebietswasserhaushaltes im Bereich der neuen Bundesländer (LAHMER ET AL. 2000, LAHMER ET AL. 2003, BERNHOFER ET AL. 2003, BECKER ET AL. 2004). Nicht nur die Höhe der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten kann also innerhalb dieser Studien gut wiedergegeben werden, sondern auch die räumliche Verteilung zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung mit vergleichbaren Arbeiten (vergl. hierzu Anhang B und die weiterführende Literatur wie z.B. KUNKEL ET AL. 1989, KRAUSE 2001, BERNHOFER ET AL. 2003 oder die räumlichen Darstellungen der Klimadatenbank GEOFEM (Stand 1996: <http://www.tlug-jena.de>; GABRIEL ET AL. 1986)).

5.3 Durchflusssimulationen

Neben der Kenntnis der spezifischen Gebietseigenschaften und der daraus resultierenden Wasserhaushaltsgrößen ist die hydrologische Validierung der Durchflüsse eine notwendige Voraussetzung zur Modellierung des Stofftransportes im Gewässer. Aufbauend auf den Berechnungen zur Abflusskonzentration folgt nun die Darstellung der Simulationsergebnisse für die Durchflussmodellierung im Gewässernetz selbst. Daher wurden die Durchflüsse der Periode 1992-2000 bzw. 2001-2003 simuliert und zur Kalibrierung bzw. Validierung des Abflussmodells herangezogen. Die Simulationsergebnisse wurden den gemessenen Tagesganglinien gegenübergestellt.

Vergleichende Ergebnisse bzgl. der Anwendung der verschiedenen Routing-Methoden finden sich im Kapitel 5.3.2, wobei diese Untersuchungen auf Fokusgebietsebene unternommen wurden. Dabei musste jeweils mit einem kombinierten Routing-Verfahren bestehend aus dem Kalinin-Miljukov-Verfahren bzw. dem Muskingum-Verfahren und des Einzelnearnspeicheransatzes gerechnet werden, da nicht für alle Gewässerabschnitte Profilinformationen (s. Kap. 2.2) vorlagen und somit die Parameterbestimmung für das Kalinin-Miljukov-Verfahren (Bestimmung des Parameters τ) bzw. für das Muskingum-Verfahren (Bestimmung des Parameters K_M) nicht gewässernetz umfassend möglich war.

Nach der Festlegung eines geeigneten Routing-Ansatzes für die hier betrachteten mesoskaligen Anwendungen werden die Ergebnisse der Durchflusssimulationen für das Fokusgebiet und den Gesamttraum präsentiert. Auf der Grundlage dieses Routing-Verfahrens wurden auch die nachfolgenden Untersuchungen zum Stofftransport und die Szenarienanalysen durchgeführt.

5.3.1 Parametrisierung bei der Durchflussmodellierung

Das Modul zur Beschreibung der Durchflussprozesse im Fließgewässer ist der Modellebene Q innerhalb des Rahmenprogramms von ArcEGMO zugeordnet und beschreibt die Konzentrationsprozesse im Fließgewässersystem (PFÜTZNER 2002). Zum Zwecke der Anwendbarkeit innerhalb verschiedenst strukturierter Einzugsgebiete wurde neben dem bereits erprobten Ansatz nach dem Kalinin-Miljukov-Verfahren (ROSEMANN ET AL. 1970) auch das Verfahren nach Muskingum (CUNGE 1968) implementiert. Voraussetzung für die Anwendung dieser Verfahren ist die Ermittlung der jeweiligen Retentionskonstanten τ bzw. K_M .

Nach Gleichung (4.24) gilt der einfache lineare Zusammenhang $K_M = n \cdot \tau$ dieser beiden Variablen, wobei n die Anzahl der charakteristischen Abschnitte repräsentiert. Da in der Umsetzung des Flusslaufmodells in ArcEGMO für jeden Gewässerteilabschnitt die entsprechende Arbeitsgleichung für den Durchfluss angesetzt wird, kann $n = 1$ gesetzt werden, so dass eine direkte Bestimmung von K_M aus τ ermöglicht wird. Die Retentionskonstanten τ bzw. K_M sind in Abhängigkeit vom Durchfluss Q zu betrachten, so dass zu deren Ermittlung vermessene Gewässerprofile, die den durchflossenen Bereich beschreiben, notwendig sind. Diese hydraulischen Voruntersuchungen wurden über stationäre Wasserspiegellagemessungen mit dem Programmpaket WSPR2002 (KNAUF 2003) durchgeführt und über

definierte Schnittstellen dem Modellsystem ArcEGMO zur Verfügung gestellt.

Für Gewässerabschnitte, die nicht über extern ermittelte τ -Tabellen parametrisiert werden können, besteht auch die Möglichkeit, dies mit programminternen Verfahren durchzuführen. Dies geschieht unter Vorgabe von Regelprofilen bzw. unter der Abschätzung von Regelprofilen aus gewässerbettbildenden Abflüssen (LEOPOLD ET AL. 1953, DYCK 1978, ALLEN ET AL. 1994). Aufgrund mangelnder adäquater Informationen wurde jedoch von dieser programminternen Ermittlung kein Gebrauch gemacht, und wie bereits in Kapitel 2.2 dargelegt, konnten ebensowenig für alle Gewässerabschnitte die Profilgeometrien über Vermessungsunterlagen beschrieben werden. Deshalb wurde zunächst ein gekoppelter Lösungsansatz des Kalinin-Miljukov- bzw. des Muskingum-Verfahrens mit einem einfachen Einzellinearspeicheransatz für nicht beschriebene Profilstrecken entwickelt, so dass sich durch diese Vernetzung ein komplexes hydrologisches Flussnetzsystem ergab, welches rechenstechnisch von der Quelle bis zur Mündung abgearbeitet werden konnte.

Die Parameter für das lineare Speicherkonzept können direkt im Preprocessing GIS-basiert bestimmt werden, da zur Bestimmung von K_{ELS} lediglich die Größen für die Länge des Teilabschnittes L und das Sohlgefälle I_S herangezogen werden. Die Skalierungskonstante $\widetilde{K_{ELS}}$ wurde beim Kalibrierungsprozess auf 0,001 für alle Gewässerabschnitte festgelegt.

5.3.2 Anwendung der verschiedenen Routing-Verfahren

Die Verifikation der beiden Modellansätze zur Durchflussmodellierung beruht auf der Analyse der Abflussganglinien an vier ausgewählten Pegeln im Fokusgebiet (Bernterode, Bleicherode, Wipperdorf und Hachelbich). Um für die weiteren Untersuchungen zum Stofftransport und für die Szenarioanalysen ein einheitliches Routing-Verfahren anwenden zu können, wird zunächst die Frage geklärt, welches Verfahren hierzu als Grundlage dienen sollte.

Miteinander verglichen wurden das Muskingum-Verfahren und das Kalinin-Miljukov-Verfahren, jeweils in Kombination mit einem Einzellinearspeicheransatz für die nach diesen Verfahren nicht parametrisierbaren Gewässerabschnitte. Im Folgenden wird hierfür abkürzend nur noch das Verfahren nach Kalinin-Miljukov bzw. das Verfahren nach Muskingum benutzt. Die Ergebnisse sowohl der Kalibrierungs- als auch der Validierungsphase sind der Tabelle 5.8 zu entnehmen.

Insgesamt gesehen lieferten beide Verfahren recht gute Anpassungen an die gemessenen Ganglinien. Zudem fällt auf, dass sich die Gütekriterien für das Kalinin-Miljukov bzw. für das Muskingum-Verfahren kaum unterschieden. Die Abweichungen der Wasserbilanzen für die ausgewählten Pegel variierten im Bereich von 0 bis -8 % für den Kalibrierungszeitraum und zwischen 0 bis -19 % innerhalb des Validierungszeitraumes, wobei die größte Diskrepanz am Pegel Bernterode zu beobachten war. Dies galt sowohl für den Zeitraum 1992-2000 ($\Delta Q = -8\%$) als auch für die Periode 2001-2003 ($\Delta Q = -19\%$). An diesem Messpunkt wiesen auch die Bestimmtheitsmaße bzw. die Effizienzen die schlechtesten Werte auf (Kalibrierung: $R^2 = 0,57$, $Eff = 0,51$; Validierung: $R^2 = 0,60$, $Eff = 0,57$), mit Ausnahme der Effizienzen für den Validierungszeitraum am Pegel Bleicherode (2001-2003:

Tab. 5.8: Gütekriterien der vier relevanten Pegel im Fokusgebiet innerhalb der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase für das Kalinin-Miljukov-Verfahren und das Muskingum-Verfahren (Abkürzungen bedeuten hier: gem. = gemessen, Eff = Effizienz).

Kalibrierung (1992-2000)	Q (gem.) [m ³ /s]	Kalinin-Miljukov				Muskingum			
		Q [m ³ /s]	ΔQ [%]	R^2	Eff	Q [m ³ /s]	ΔQ [%]	R^2	Eff
Bleicherode	0,87	0,83	-4	0,62	0,60	0,83	-5	0,61	0,59
Bernterode	0,97	0,90	-8	0,57	0,51	0,90	-8	0,57	0,51
Wipperdorf	2,51	2,47	-2	0,69	0,68	2,46	-2	0,69	0,67
Hachelbich	3,44	3,43	0	0,78	0,76	3,44	0	0,78	0,76
Validierung (2001-2003)									
Bleicherode	0,91	0,95	5	0,67	0,51	0,95	4	0,66	0,49
Bernterode	1,24	1,00	-19	0,60	0,57	1,00	-19	0,60	0,57
Wipperdorf	2,86	2,79	-2	0,69	0,69	2,78	-3	0,69	0,69
Hachelbich	3,76	3,97	6	0,76	0,75	3,97	6	0,76	0,74

Kalinin-Miljukov $Eff = 0,51$, Muskingum $Eff = 0,49$). Für den Pegel Hachelbich konnten die besten Anpassungen erzielt werden, mit Werten für das Bestimmtheitsmaß bzw. die Effizienz von über 0,74 für beide Untersuchungsperioden und beide Routing-Verfahren.

Allein auf dem Vergleich der Gütekriterien basierend würden sich demnach beide Verfahren gleich gut für die weiteren Untersuchungen eignen. Allerdings zeigt die grafische Auswertung für das Muskingum-Verfahren teilweise ein recht ausgeprägtes, alternierendes Verhalten der Abflussganglinien vor allem am Pegel Bleicherode. Dies sei beispielhaft für das Jahr 1998 in der Abbildung 5.6 aufgetragen.

Auch wenn die generelle Dynamik und das Niveau der Abflusskurve recht gut wiedergegeben werden konnten, so kann man dennoch das stark schwankende Verhalten für das Muskingum-Verfahren erkennen, mit teilweise sogar negativen Abflusswerten im August-September des Vergleichjahres 1998. Dieses Abflussgeschehen am Pegel Bleicherode wirkte sich auch bis zum Gebietsauslasspegel Hachelbich aus, allerdings wurden aufgrund des insgesamt höheren Basisabflusses keine negativen Durchflüsse mehr verzeichnet.

Aufgrund dieser Auswertungen wurden die nachfolgenden Untersuchungen zum Durchflussregime sowohl im Fokusgebiet als auch im Gesamtuntersuchungsgebiet allesamt auf der Basis des Kalinin-Miljukov-Verfahrens durchgeführt. Dies gilt ebenso für die Betrachtungen zum Stofftransport und der Szenarienuntersuchungen in den Kapiteln 5.4 - 5.6.

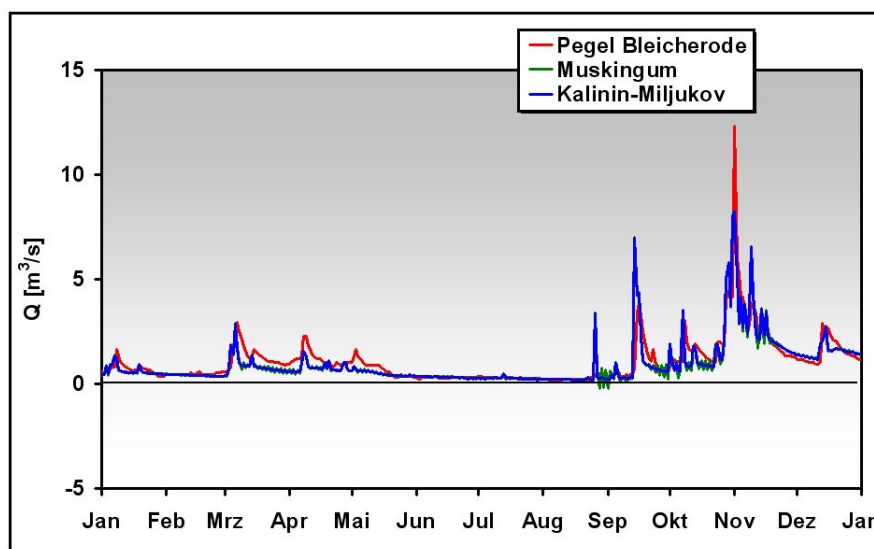


Abb. 5.6: Vergleich des Muskingum-Verfahrens und des Kalinin-Miljukov-Verfahrens am Pegel Bleicherode für das Jahr 1998.

5.3.3 Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich

Das Hauptaugenmerk im Fokusgebiet lag auf der Verifikation der Abflussganglinien an den vier bereits vorgestellten Pegeln in Bernterode, Bleicherode, Wipperdorf und Hachelbich. Die Gütekriterien (Bilanzen, Bestimmtheitsmaße und Effizienzen), basierend auf Tageswerten, wurden bereits im vorangegangenen Abschnitt ausführlich beschrieben (s. Kap. 5.3.2, Tab. 5.8). Sie lieferten speziell für den Gebietsauslasspegel im Raum 2 (Pegel Hachelbich) gute Ergebnisse. Im Folgenden soll noch einmal die Auswertung und die generelle Dynamik basierend auf dem Verfahren nach Kalinin-Miljukov im Vordergrund stehen. Der Vergleich der Durchflussganglinien an den beiden hierfür ausgewählten Messpegeln Wipperdorf und Hachelbich zeigt eine gute Korrespondenz der gemessenen Werte mit der berechneten Kurve (s. Abb. 5.7).

Die berechneten Durchflüsse entsprachen in ihrer Dynamik und ihrer Amplitude den beobachteten Werten. Sowohl das Niveau der Gesamtbilanzen als auch die Dynamik der Tageswerte konnte damit gut abgebildet werden.

Probleme zeigten sich lediglich bei der Nachbildung extremer Abflüsse. Beispielhaft sollen hierfür die HW-Situationen im Frühjahr 1994 und im Winter 2003 bzw. die NW-Periode im Frühjahr/Sommer des Jahres 1996 genannt werden. Für das Jahr 1996 wurden die Durchflusswerte sowohl am Pegel Wipperdorf wie auch am Pegel Hachelbich deutlich unterschätzt. In den Jahren 1999 und 2000 hingegen wurde der Basisabfluss eher überschätzt. Diese Differenzen spiegelten sich auch in den in Kapitel 5.4 beschriebenen Konzentrationswerten wider (s. Kap. 5.4.3), weshalb sie an dieser Stelle ausdrücklich hervorgehoben werden sollen.

Dem Pegel Hachelbich wird bei der Anwendung des Steuerkonzeptes für das Laugensta-

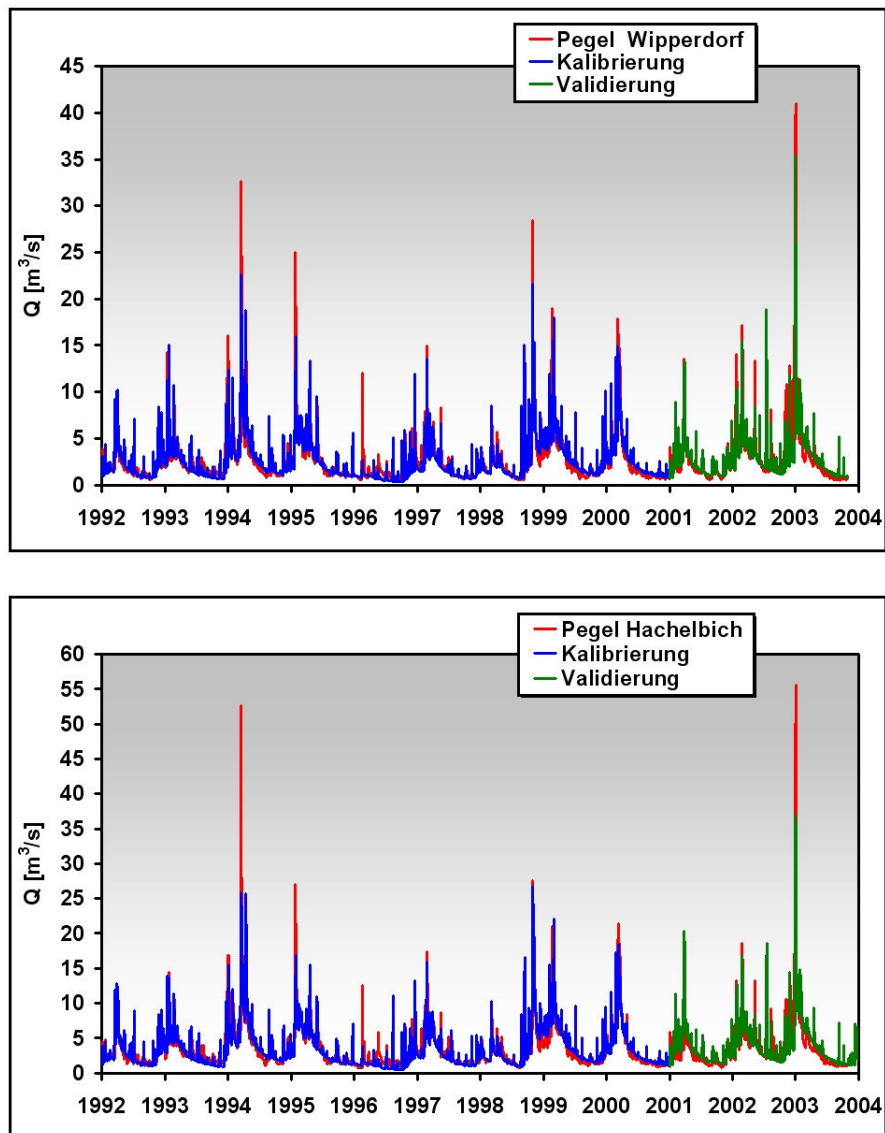


Abb. 5.7: Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Wipperfording (oben) und am Pegel Hachelbich (unten) für den Zeitraum 1992-2003.

pelbecken in Wipperford und bei der Aufstellung von etwaigen Steuerzielen eine besondere Bedeutung zugeschrieben, daher wird die grafische Auswertung am Pegel Hachelbich im Weiteren noch auf die Darstellung der 1:1-Wertepaare in Abbildung 5.8 ausgeweitet. Hierbei wird die Güte der erzielten Ergebnisse noch einmal bestätigt.

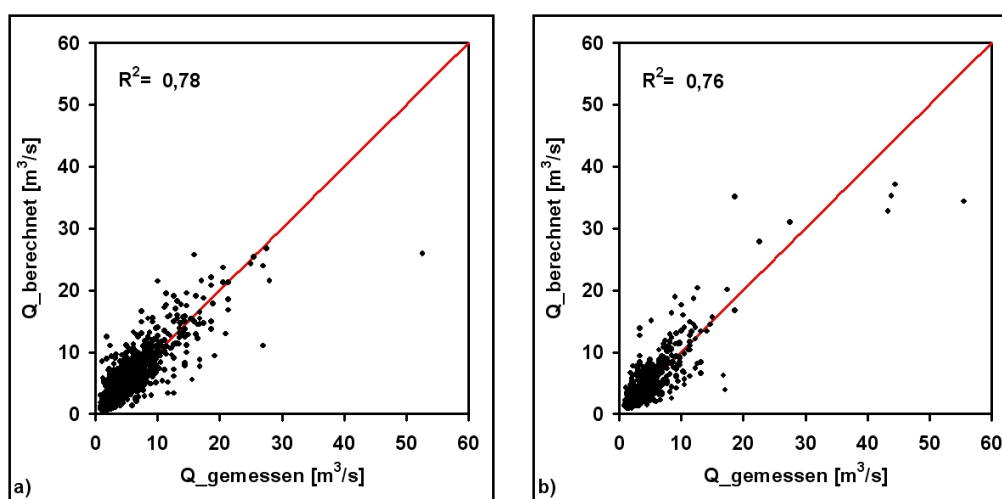


Abb. 5.8: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Hachelbich (1:1-Plot): a) Kalibrierungszeitraum (1992-2000); b) Validierungszeitraum (2001-2003).

Alle Werte der berechneten und gemessenen Ganglinien sowohl des Kalibrierungs- wie auch des Validierungszeitraumes gruppierten sich sehr gut um die Ausgleichsgerade. Lediglich für die HW-Ereignisse aus den Jahren 1994 (Kalibrierungsphase) und 2003 (Validierungsphase) konnten nur ungenügende Anpassungen erreicht werden, was sich in einer deutlichen Unterschätzung des Durchflusswertes widerspiegelte (s.a. Abb. 5.7). Eine systematische Über- bzw. Unterschätzung der gemessenen Durchflusswerte war nicht festzustellen, so dass man im Allgemeinen von einer sehr guten Wiedergabe der dominierenden hydrologischen Prozesse im Fokusgebiet ausgehen kann.

Desweiteren wurden im Fokusgebiet die gewässerkundlichen Hauptzahlen untersucht. Generell wurde hierbei eine gute Übereinstimmung der Werte erzielt (s. Tab. 5.9), wobei bei dieser Auswertung der Gesamtzeitraum 1992-2003 insgesamt betrachtet wurde.

Sommer- und Winterhalbjahreswerte der MHQ- und HHQ-Werte wiesen ein sehr differenziertes Bild auf. Während im Sommer die gemessenen Werte dieser Größen überschritten wurden, ist in den Wintermonaten meist mit einer Unterschätzung dieser Werte zu rechnen (Ausnahme Pegel Bleicherode HHQ-Winterhalbjahr: gemessen $17,2 \text{ m}^3/\text{s}$, simuliert $12,3 \text{ m}^3/\text{s}$). Die MQ-, MNQ- und NNQ-Werte stimmten größenordnungsmäßig recht gut überein (Ausnahme NNQ-Wert für Pegel Hachelbich: gemessen $0,80 \text{ m}^3/\text{s}$, simuliert $0,49 \text{ m}^3/\text{s}$). Dies galt insbesondere bei der Betrachtung der MQ-Kennzahlen für den Gesamtzeitraum, wobei sowohl die Jahreskennwerte als auch die Kennwerte für das Sommer- bzw. das Winterhalbjahr sehr gute Übereinstimmungen erzielten. Die Hauptzahlen für die NNQ-

Tab. 5.9: Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier relevanten Pegel im Fokusgebiet (Periode 1992-2003).

Pegel/GKHZ	Jahr					Sommer					Winter				
	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ
Hachelbich (gem.)	0,80	1,01	3,59	25,00	55,60	0,80	1,12	2,35	7,41	13,20	0,80	1,57	4,86	24,60	55,60
sim.	0,49	1,07	3,67	20,40	37,10	0,49	1,21	2,37	10,10	19,50	0,90	1,59	4,98	19,00	37,10
Wipperdorf (gem.)	0,46	0,72	2,65	20,90	41,00	0,46	0,78	1,63	6,45	13,30	0,62	1,13	3,68	20,50	41,00
sim.	0,36	0,77	2,61	17,80	35,40	0,36	0,86	1,70	8,64	18,90	0,68	1,14	3,53	16,50	35,40
Bleicherode (gem.)	0,05	0,16	0,89	7,31	12,30	0,05	0,18	0,52	2,04	5,41	0,10	0,36	1,26	7,09	12,30
sim.	0,07	0,22	0,88	7,50	17,20	0,07	0,24	0,54	3,15	7,96	0,18	0,37	1,23	6,93	17,20
Bernterode (gem.)	0,10	0,26	1,07	7,96	14,40	0,10	0,29	0,68	2,22	6,20	0,20	0,42	1,46	7,93	14,40
sim.	0,12	0,27	0,95	6,42	10,80	0,12	0,31	0,64	3,44	8,21	0,22	0,40	1,26	5,95	10,80

und MNQ-Kennwerte wurden bei allen in die Untersuchungen einbezogenen Messpegeln teilweise über- wie unterschätzt.

5.3.4 Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben

Die Ergebnisse für das Fokusgebiet zeigen, dass es mit Hilfe des kombinierten Kalinin-Miljukov-Verfahrens und des Einzellinearspeicheransatzes am Sinnvollsten erschien, auch die Durchflussimulationen für den Gesamttraum durchzuführen. Die Ergebnisauswertungen für den Raum 1 sollen sich hier bei der grafischen Darstellung auf die Ganglinie für den Gebietsauslasspegel in Oldisleben beschränken. Die Gütekriterien wie das Bestimmtheitsmaß und die Effizienz werden jedoch auch für weitere ausgewählte Pegel im Untersuchungsgebiet angegeben. Hierunter befinden sich auch die Kriterien für den Pegel Hachelbich, so dass vergleichende Aussagen im Zusammenhang mit der Beschreibung der Durchflussimulationen auf Fokusebene ermöglicht werden. Die Berechnungen der Abflusskonzentration als Input für die Durchflussmodellierung in Raum 1 wurden lediglich auf Teilgebietsebene durchgeführt, da die Simulationen sonst zu rechenintensiv gewesen wären.

Wie die Abbildung 5.9 zeigt, konnten bei den grafischen Auswertungen im Raum 1 gute Übereinstimmungen der gemessenen und berechneten Ganglinien in Oldisleben erzielt werden.

Prinzipiell wurde die Dynamik und das Niveau der gemessenen Ganglinie gut wiedergegeben. Lediglich im Jahr 1996 wurden die gemessenen Durchflusswerte deutlich unterschritten, wenn auch die Dynamik weiterhin gut abgebildet wurde. Die Mittelwerte der berechneten und gemessenen Kurve für das Jahr 1996 differierten sehr stark, wobei das Mittel für die gemessenen Werte am Pegel Oldisleben bei $15,59 \text{ m}^3/\text{s}$ lag, wohingegen die Simulation einen Mittelwert von $11,39 \text{ m}^3/\text{s}$ aufwies. Diese Diskrepanz wurde bereits für den Raum 2 festgestellt und manifestierte sich somit auch für den Gesamttraum. Der Basisabfluss der Jahre 1999 und 2000 wurde hingegen nicht kategorisch überschätzt, so dass sich die Beobachtungen des Fokusgebietes nicht auf Gesamtgebietsebene widerspiegelten. Jedoch konnten auch im Raum 1 die Abflussspitzen teilweise nicht optimal wiedergegeben werden, wobei auch hier wieder auf die HW-Situationen aus den Jahren 1994 und 2003

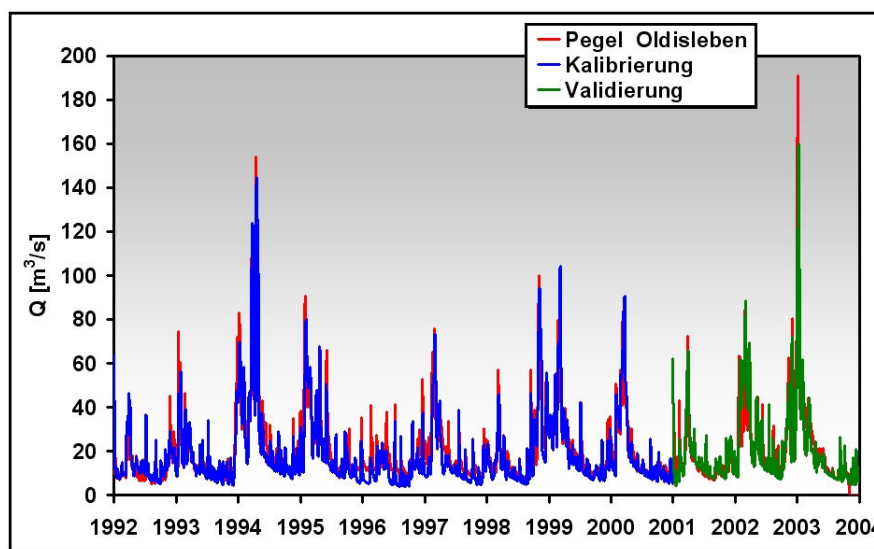


Abb. 5.9: Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Oldisleben.

hingewiesen sei (s. Kap. 5.3.3).

Die Bestimmtheitsmaße zwischen gemessener und berechneter Ganglinie bei diesen Berechnungen lagen allesamt über 0,7 (s. Tab. 5.10) und auch die Effizienzen waren mit Werten $> 0,5$ bei den Simulationen sehr gut. Ausnahme bildete hier der Durchflusspegel in Erfurt-Möbisburg ($Eff = 0,35$ in der Validierungsphase). Aufgrund von Unzulänglichkeiten in der Datenbasis bzgl. der Grundwasserflurabstände wurden die Durchflüsse nicht nur in Erfurt-Möbisburg (Fließgewässer Gera) überschätzt (Kalibrierungszeitraum: $\Delta Q = 21\%$, Validierungszeitraum: $\Delta Q = 34\%$), sondern auch bei dem flussabwärts gelegenen Pegel in Straußfurt (Fließgewässer Unstrut; Kalibrierungszeitraum: $\Delta Q = 5\%$, Validierungszeitraum: $\Delta Q = 14\%$). Etwas größere Abweichungen ergaben sich auch für den Pegel Nägelstedt (Kalibrierungszeitraum: $\Delta Q = -10\%$, Validierungszeitraum: $\Delta Q = -21\%$), jedoch wurde die Dynamik hingegen recht gut wiedergegeben (Kalibrierung: $R^2 = 0,70$, $Eff = 0,51$; Validierung: $R^2 = 0,75$, $Eff = 0,65$).

Für das Gesamtgebiet konnten insgesamt gesehen aber recht ausgeglichene Bilanzen ausgewiesen werden.

Eine weitere Auswertung zur Güte der erzielten Ergebnisse der Durchflussmodellierung im Raum 1 kann man auch der Abbildung 5.10 entnehmen. Hierin werden die gemessenen und berechneten Durchflusswerte am Pegel Oldisleben in einem 1:1-Plot dargestellt. Alle Werte der berechneten und gemessenen Ganglinien sowohl des Kalibrierungs- wie auch des Validierungszeitraumes gruppierten sich gleichmäßig um die Ausgleichsgerade. Die Verteilungen der Punktwolken deuteten auch bei den Untersuchungen zum Gesamtgebiet darauf hin, dass die relevanten hydrologischen Abflussbildungsprozesse in Bezug auf die integrierende Größe des gemessenen Durchflusses eine gute repräsentative Abbildung widerspiegeln, da keine systematischen Über- bzw. Unterschätzungen festzustellen waren.

Tab. 5.10: Gemessene und berechnete Durchflusswerte mit entsprechenden Gütekriterien ausgewählter Pegel im Gesamttraum.

Kalibrierung (1992-2000) Pegel	Mittelwert Q [m^3/s]		ΔQ [%]	R^2	Effizienz
	gemessen	simuliert			
Hachelbich	3,44	3,20	-7	0,73	0,61
Erfurt-Möbisburg	5,62	6,82	21	0,75	0,50
Nägelstedt	4,32	3,88	-10	0,70	0,51
RHB Straußfurt	11,81	12,41	5	0,77	0,55
Oldisleben	20,26	19,20	-5	0,83	0,77
Validierung (2001-2003)					
Hachelbich	3,76	3,48	-8	0,70	0,66
Erfurt-Möbisburg	5,62	7,53	34	0,77	0,35
Nägelstedt	5,07	4,02	-21	0,75	0,65
RHB Straußfurt	11,87	13,51	14	0,79	0,60
Oldisleben	22,51	21,58	-4	0,82	0,80

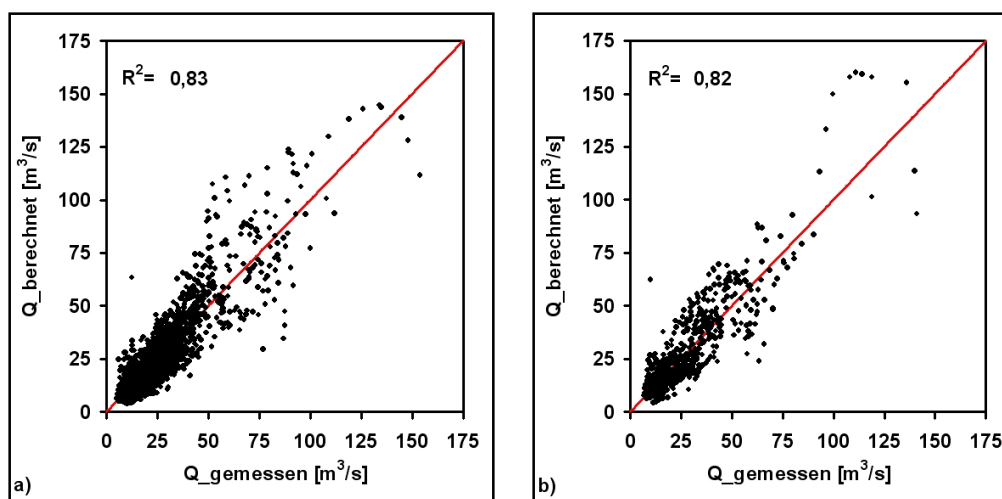


Abb. 5.10: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Oldisleben (1:1-Plot): a) Kalibrierung; b) Validierung.

Bei der Betrachtung der gewässerkundlichen Hauptzahlen wurde ähnlich wie auf Fokusebene der gesamte Zeitraum von 1992-2003 zu Grunde gelegt. Insgesamt gesehen ließen sich die statistischen Kenngrößen relativ gut wiedergeben. Abweichungen traten vornehmlich bei den HHQ-Werten auf, wobei die Werte in den Simulationsrechnungen für die Winterhalbjahreswerte unterschätzt wurden (Erfurt-Möbisburg HHQ-Winter: $Q(gem) = 172 m^3/s$, $Q(sim) = 126 m^3/s$; Oldisleben HHQ-Winter: $Q(gem) = 191 m^3/s$, $Q(sim) = 160 m^3/s$). Ausnahme bei den HHQ-Werten bildete der Pegel Nägelstedt, da hier der Sommerhalbjahreswert deutlich überschritten wurde (Nägelstedt HHQ-Sommer: $Q(gem) = 17 m^3/s$, $Q(sim) = 37 m^3/s$). Während im Sommer die gemessenen Werte der Größen MHQ und HHQ häufig überschritten wurden, war in den Wintermonaten meist mit einer Unterschätzung dieser Werte zu rechnen. Die MQ-, MNQ- und NNQ-Werte stimmten allerdings größenordnungsmäßig recht gut überein.

Tab. 5.11: Gewässerkundliche Hauptzahlen der betrachteten Pegel im gesamten Untersuchungsgebiet (Periode 1992-2003).

Pegel	GKHZ	Jahr					Sommer					Winter				
		NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	HHQ
Erfurt -Möbisburg*		1,03	1,35	5,77	50,40	172,00	1,03	1,43	3,38	13,20	29,00	1,32	1,89	8,20	50,40	172,00
sim.		0,71	0,88	7,22	44,60	126,00	0,73	0,96	3,20	19,20	29,20	0,71	1,09	11,30	44,60	126,00
Nägelstedt		0,99	1,72	4,69	30,60	59,10	1,18	1,85	3,31	9,83	17,00	0,99	2,34	6,09	30,50	59,10
sim.		0,65	1,05	4,04	30,90	57,30	0,65	1,17	2,42	15,10	37,20	0,97	1,51	5,69	28,70	57,30
Straussfurt*		3,33	4,65	12,20	53,00	96,60	3,45	4,80	8,67	26,30	40,80	3,33	5,59	15,80	52,90	96,60
sim.		2,60	3,15	12,90	55,00	100,00	2,68	3,53	7,83	24,20	37,90	2,60	3,32	18,10	55,00	100,00
Hachelbich		0,80	1,01	3,59	25,00	55,60	0,80	1,12	2,35	7,41	13,20	0,80	1,57	4,86	24,60	55,60
sim.		0,49	0,96	3,36	21,30	41,60	0,49	1,13	2,29	9,56	19,50	0,69	1,29	4,44	20,00	41,60
Oldisleben		6,20	8,03	21,50	93,30	191,00	6,20	8,50	14,50	39,60	66,00	8,41	11,80	28,70	93,20	191,00
sim.		4,01	5,64	20,40	86,90	160,00	4,01	6,36	13,00	38,50	58,80	4,32	7,20	28,00	84,90	160,00

* (1992-2002)

Betrachtet man zusammenfassend noch einmal den Pegel Hachelbich und vergleicht die Werte der Berechnungen auf Fokusebene mit denen der Gesamtebene (vergl. Tab. 5.8-5.11), so bleibt festzuhalten, dass die Gütekriterien sowohl für die Kalibrierungs- als auch für die Validierungsphase innerhalb der Berechnungen für den Raum 2 als besser einzustufen sind (Fokusebene: $R^2 > 0,76$, $Eff > 0,75$, $Bilanz < +6\%$; Gesamtebene: $R^2 > 0,70$, $Eff > 0,61$, $Bilanz < -7\%$). Lediglich bei den gewässerkundlichen Hauptzahlen sind bei den MHQ- und HHQ-Werten leichte Verbesserungen erzielt worden. Für alle Kennwerte muss jedoch betont werden, dass die Größenordnungen dieser Zahlen auf gleichem Niveau gehalten wurden. Die detaillierteren Betrachtungen für den Wasserhaushalt im Raum 2 zogen also eine verbesserte Berechnung der Durchflüsse am Pegel Hachelbich nach sich.

5.3.5 Diskussion der Durchflusssimulationen

Bereits in den Beschreibungen zum Modellgebiet wurde klar herausgestellt, dass gewässerbettbeschreibende Profilinformationen nicht für das gesamte Gewässernetz zur Verfügung standen (s. Abb. 2.7). Somit wurde bei der Auswahl des Kalinin-Miljukov-Verfahrens bzw. des Muskingum-Verfahrens in Kombination mit dem linearen Speichermodell für nicht beschriebene Gewässerabschnitte gearbeitet. Von der Anwendung der Ableitung morphologischer Gerinnekennwerte aus Gewässerbett-Abfluss-Beziehungen (s. LEOPOLD ET AL. 1953, DYCK 1978, ALLEN ET AL. 1994, MERTENS 2002) bzw. der Vorgabe von Regelprofilen wurde hier Abstand genommen, da hierzu keine detaillierten Angaben innerhalb des Untersuchungsgebietes zur Verfügung standen.

Dies mag im Einzelnen dazu geführt haben, dass die gewässerkundlichen Hauptzahlen teilweise nicht optimal wiedergegeben wurden. Vor allem die Abflussspitzen der HHQ-Werte wurden dabei z.T. deutlich unterschritten, da sich die Abbildung instationärer Durchflüsse, wie sie beim Anstieg von Hochwasserwellen auftreten, nur ungenügend durch lineare Ansätze reproduzieren lassen. Allerdings lag der Fokus dieser Arbeit nicht auf der Abbildung derartiger Extremereignisse, zumal die mittleren Abflusswerte durchaus akzeptabel simuliert wurden. Dies beweisen auch die entsprechenden Gütekriterien.

Um die Festlegung auf das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Beschreibung der Durchflusssprozesse im Gewässernetz selbst zu unterstreichen, soll hier noch einmal auf die starken Schwankungen bei Anwendung des Muskingum-Verfahrens eingegangen werden. Mit Gleichung (4.20) wurde ein Kriterium für die numerische Stabilität dieses Verfahrens gegeben. Setzt man $K_M = 240 \text{ s}$ als maximale Laufzeit der Fließwelle für den entsprechenden Gewässerabschnitt am betrachteten Beobachtungspunkt am Pegel Bleicherode fest, so würde sich aus der genannten Beziehung folgende Ungleichung ergeben:

$$\begin{aligned} 2 * K_M * X < \Delta t < 2 * K_M * (1 - X) \quad (\text{Gl. 4.20}) \\ \Rightarrow 96 < 86400 < 384 \end{aligned} \quad (5.4)$$

Damit ist also bei dem gewählten Zeitschritt von einem Tag diese Bedingung nicht erfüllt, was letztendlich auch zu den stark alternierenden berechneten Durchflüssen führte, die sogar auch negative Werte annahmen. Aus der Aufbereitung des Gewässernetzes in derart kurze Gewässerabschnitte (ca. 221 m für den genannten Abschnitt) muss also für dieses Verfahren mit einem kleineren Zeitschritt gearbeitet werden. Aus Gründen der Rechenzeit wurde dies jedoch nicht durchgeführt, da derartige Beschränkungen für das Kalinin-Miljukov-Verfahren nicht ins Gewicht fielen und hiermit für die ausgewiesenen Gütekriterien genauso gute Werte erzielt wurden.

Bei der Berechnung der Durchflüsse für den Gesamtraum traten für einige Beobachtungspegel teils größere Bilanzabweichungen auf (Pegel Nägelstedt und Pegel Erfurt-Möbisburg). Dies kann vor allem auch aus der ungenügenden Datenbasis bzgl. der Grundwasserflurabstände erklärt werden. Für den Pegel Nägelstedt bspw. wurden aufgrund der sehr geringen Grundwasserflurabstände in diesem Einzugsgebiet hohe Raten für die Evapotranspiration erzielt, die eine Absenkung der Durchflüsse nach sich zog. Somit wurden hier negative Bilanzabweichungen festgestellt.

Für den Pegel Erfurt-Möbisburg spielen zudem die nicht unbedeutenden Speichereinrichtungen und Talsperren im Thüringer Wald eine große Rolle, die mit diesem Modell nicht abgebildet wurden, da hierzu keine Bewirtschaftungspläne dieser Anlagen vorlagen. Somit kann für diesen Pegel auch die positive Bilanzabweichung zumindest teilweise erklärt werden, da evtl. Nutzungsansprüche und -entnahmen nicht implementiert werden konnten. Die natürlich bedingten Störungen durch Verkarstungen etc. (s. KLÖCKING ET AL. 2004a) trugen innerhalb dieses Teileinzugsgebietes ebenfalls zur Überschätzung der Gesamtbilanz bei, da diese Störungen wegen der fehlenden Datenbasis modelltechnisch nicht abgebildet werden konnten.

5.4 Stofftransportmodellierung

Die eingehenden hydrologischen Untersuchungen in Kapitel 5.2 und 5.3 sowohl im Fokusgebiet als auch im Gesamtuntersuchungsgebiet dienten im Folgenden als Grundlage für die Stofftransportmodellierung. Aufgrund des mangelhaften Datenbestandes bzgl. des Stoffeintrages für den Gesamttraum standen auch bei diesen Untersuchungen zunächst die Ergebnisse für den Raum 2 im Vordergrund.

Ähnlich wie bei den Berechnungen für die Durchflusssimulationen wurde der betrachtete Zeitraum von 1992-2003 in eine Kalibrierungs- (1992-2000) bzw. eine Validierungsphase (2001-2003) untergliedert. Die berechneten Tageswerte wurden der gemessenen Ganglinie gegenübergestellt, wobei die automatisierten Messungen an den verschiedenen Stationen zu Tagesmittelwerten zusammengefasst wurden. Innerhalb der Eingangsdatenbasis bzgl. der Eintragsbedingungen standen in einigen Bereichen der täglichen Konzentrationsberechnung Eingangswerte im Monatszeitschritt gegenüber. Auch der geogene Eintrag, welcher die Hintergrundkonzentration im Fließgewässer bildet, konnte nicht flächendifferenziert angegeben, sondern nur pauschal mit einem Einheitswert von 0,097 g/l (vergl. Abb. 3.5) belegt werden. Zu den beiden Messstationen Wipperdorf (vor dem Auslass am Laugenstapelbecken in Wipperdorf) und Hachelbich wurde zur genaueren Betrachtung der Entwicklung der Konzentration auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich eine weitere Messstelle hinzugenommen. Hierbei handelte es sich um die Station in Großfurra.

Zunächst wurden auch bei der Stofftransportmodellierung die unterschiedlichen Ansätze miteinander verglichen und an den Ergebnissen der Messstation in Hachelbich ausführlich dargelegt. Die Parametrisierungen für das ADZ-Modell bzw. für den Einzellinearspeicheransatz konnten für alle Gewässerstränge jeweils separat vorgenommen werden, so dass bei diesen beiden Modellansätzen keine kombinierten Lösungsansätze erforderlich waren. Für das analytische Verfahren war die Parametrisierung etwas aufwendiger und konnte zudem nur dort vorgenommen werden, wo entsprechende Profilinformationen vorlagen (s. a. Kap. 2.2). In Anlehnung an das Vorgehen bei der Durchflussmodellierung wurde bei diesem Verfahren somit ebenfalls ein kombinierter Ansatz implementiert, bestehend aus der analytischen Methode und des Einzellinearspeicheransatzes.

Nach der Festlegung eines geeigneten Stoffrouting-Ansatzes für die in dieser Arbeit desweiteren durchzuführenden Untersuchungen (Anwendung des Steuerkonzeptes in Kap. 5.5

und Durchführung der Szenarioanalysen in Kap. 5.6) werden die Ergebnisse der Stofftransportsimulationen für den Raum 2 präsentiert. Der Fokus lag hierbei auf der Darstellung der Konzentrationsganglinien auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich, wobei zusätzlich die daraus resultierenden Frachten in Hachelbich in Augenschein genommen wurden. Im Anschluss daran findet sich eine kurze Darstellung der Auswirkungen der Eintragsbedingungen innerhalb des Fokusgebietes auf den Gesamtgebietsauslasspegel in Oldisleben.

5.4.1 Parametrisierung der Verfahren zur Abbildung des Stofftransportes

Der strukturelle Ablauf für die Stofftransportmodellierung im Fließgerinne innerhalb des hydrologischen Modellierungssystems ArcEGMO richtet sich nach der Berechnung des Durchflusses. In jedem einzelnen Teilabschnitt wird zunächst der Durchfluss bestimmt, bevor die Berechnung für den Transport der gelösten Stoffe angeschlossen wird. Dabei kann zwischen den in Kapitel 4.4 vorgestellten Verfahren gewählt werden.

Generell wurde auch bei der Transportmodellierung auf Tagesschrittbasis gerechnet, der Zeitschritt beim analytischen Verfahren musste jedoch aufgrund der sehr feinen Untergliederung des Fließgewässers in relativ kurze Teilabschnitte kleiner gewählt werden. Diese verfahrensimmanente Zeitschrittwahl wurde durch einen internen Zeitschritt von 20 s für das Durchflussmodell und dem daran gekoppelten Stofftransport gelöst. Die übrigen Größen wurden dabei weiterhin im Tagesschritt vorgehalten.

Die Parameter für den Speicheransatz lassen sich genau wie für den Speicheransatz bei der Durchflussmodellierung bestimmen. Sie können ebenfalls direkt im Preprocessing GIS-basiert bestimmt werden (s. Gl. 4.27). Auch die Skalierungskonstante \overline{K}_{ELS} wurde auf konstant 0,001 festgelegt, um so der Berechnung auf Tagesschrittbasis gerecht zu werden. Aufgrund der Zeitschrittwahl konnten daher eventuelle Translationszeiten vernachlässigt werden.

Für das ADZ-Modell waren die Parameter \bar{t} und T zu bestimmen. Mit \bar{t} konnte die Speicherkonstante für den jeweiligen Gewässerabschnitt definiert werden, so dass diesbezüglich die Parametrisierung des einfachen linearen Speicherkonzeptes übernommen werden konnte. Für die Bestimmung des Parameters T wurde auf die Beziehung nach Gleichung (4.46) ($\gamma = \frac{T}{\bar{t}}$) zurückgegriffen. Zunächst wurde der Wert für die dispersive Fraktion γ festgelegt. Die Angaben für die Größe γ liegen im Bereich von 0,1 - 0,5 (WALLIS 1994), wobei die höheren Werte den natürlichen Gerinneverläufen zugeordnet werden. Da das vorliegende Fließgewässersystem in Raum 1 bzw. 2 für alle Gewässerabschnitte parametrisiert werden musste, wurde γ mit 0,5 bestimmt. Damit konnte auch der Parameter T aus oben genannter Beziehung abgeleitet werden. Bedingt durch die zeitliche Diskretisierung war der Wert für das zeitliche Verzögerungsglied φ_{ADZ} ($= \bar{t} - T$) jedoch sehr klein und bewirkte bei der Berechnung keine zeitliche Verzögerung.

Bei der analytischen Lösung galt es, für jeden Gewässerabschnitt den longitudinalen Dispersionskoeffizienten festzulegen. Für das Rhein-Alarm-Modell wurde der Berechnungs-

weg nach Gleichung 4.30 vorgeschlagen. Für die hier vorgenommenen Untersuchungen wurde jedoch aufgrund der Ergebnisse des Kalibrierungsprozesses auf die Formulierung nach GRIFFIOEN (1989) zurückgegriffen (s. Tab. 4.4). Zudem musste für jeden nach diesem Verfahren parametrisierbaren Abschnitt die Länge der Stoffmengen-Input-Reihe festgelegt werden, da aufgrund der Rechenzeit nicht beliebig viele zurückliegende Teilbelastungen Berücksichtigung finden konnten. Hierfür wurde für jeden Teilabschnitt eine variable Lösung gefunden, in der die Anzahl der in Betracht kommenden zurückliegenden Zeitschritte der dreifachen Zeitlänge der Passage der Stoffwolke durch den Gewässerabschnitt entsprach, um den hierdurch bedingten Abbruchfehler möglichst gering zu halten.

5.4.2 Anwendung der ausgewählten Verfahren

Um für die weiteren Untersuchungen zum Stofftransport im Fließgewässer auf ein praktisches Verfahren zurückgreifen zu können, wurden zunächst die drei vorgestellten Methoden miteinander verglichen, was sich auch auf die Erfassung der Rechenzeiten bezog.

Die Verifikation der drei Modellansätze zur Stofftransportmodellierung beruht auf der Analyse der Konzentrationsganglinien an der Messstation in Hachelbich, da für diese Station die bisherigen Steuerziele aufgestellt wurden (s. VÖLKER ET AL. 1993, SCHÜRER 1995, SCHÜRER 1997, VÖLKER 1993), und auch im überarbeiteten Konzept den Bezugspegel darstellen soll.

Da bei den Eingangsdaten teilweise nur monatliche Zeitreihen für den Stoffeintrag zur Verfügung standen, die dann für den entsprechenden Zeitraum in konstante Tageswerte umgerechnet wurden, musste bei der Auswahl des Verfahrens die grafische Auswertung, gepaart mit dem Input-Output-Verhältnis der Stoffmenge an sich, in den Vordergrund gestellt (s.a. Modellkalibrierung, Kap. 5.1) werden.

Die Abbildungen 5.11 - 5.13 zeigen, dass die prinzipielle Dynamik der Cl-Ganglinie in Hachelbich mit den gewählten Modellansätzen und mit den in Kapitel 3.3 genannten Angaben zu den unterschiedlichen Eintragungspfaden bzw. Eintragungsmengen durchaus wiedergegeben werden konnte.

Obwohl für die Jahre 1992-1995 teilweise keine Angaben zu den Eintragungsmengen zur Verfügung standen und somit mit Mittelwerten aus dem übrigen Zeitraum gerechnet wurde, zeigten alle Simulationen vom Niveau der Konzentrationsganglinie akzeptable Übereinstimmungen während dieses Zeitraumes.

Die Konzentrationsmittelwerte für die Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase wurden für das ADZ-Modell und den Speicheransatz in ähnlicher Weise gut getroffen (Kalibrierungszeitraum: gem. Mittelwert 1,50 g/l, ADZ-Modell 1,39 g/l, ELS-Ansatz 1,35 g/l; Validierungszeitraum: gem. Mittelwert 0,72 g/l, ADZ-Modell 0,69 g/l, ELS-Ansatz 0,67 g/l; vergl. Tab. 5.12). Beim analytischen Lösungsansatz wurden die Konzentrationen sehr häufig unterschritten, was sich auch in einem geringeren Konzentrationsmittelwert niederschlug (Kalibrierung: 0,92 g/l, Validierung: 0,48 g/l).

Die Abweichungen sind nur für den ADZ- und ELS-Modellansatz durch eine geringere Input-Stoffmenge, als sie tatsächlich im Gewässer zu verzeichnen war, erklärbar. Für den Kalibrierungszeitraum wurden nur ca. 90 % der tatsächlich gemessenen Gesamtfracht als

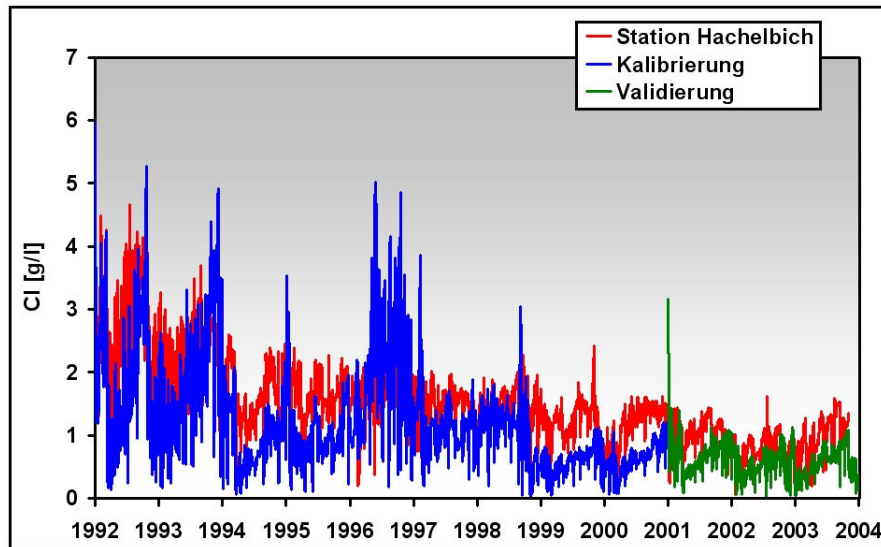


Abb. 5.11: Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung der analytischen Lösung zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).

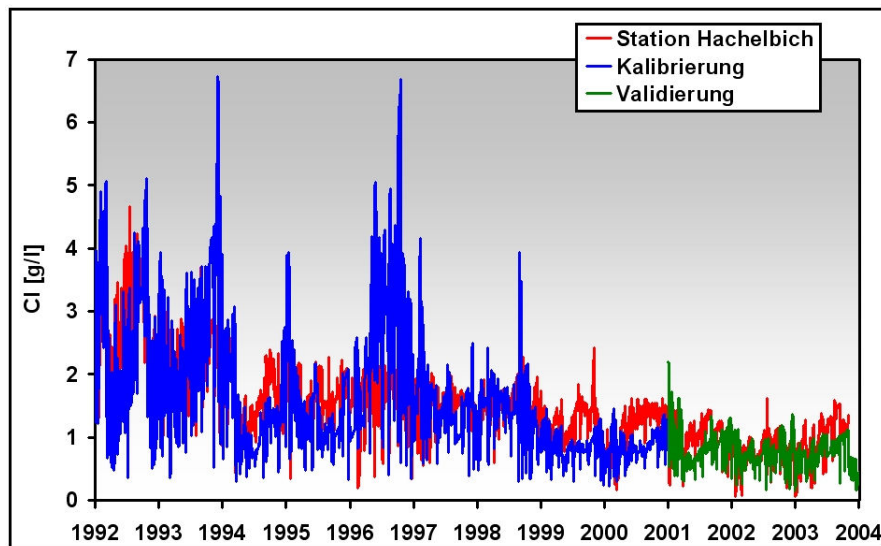


Abb. 5.12: Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung des ADZ-Modells zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).

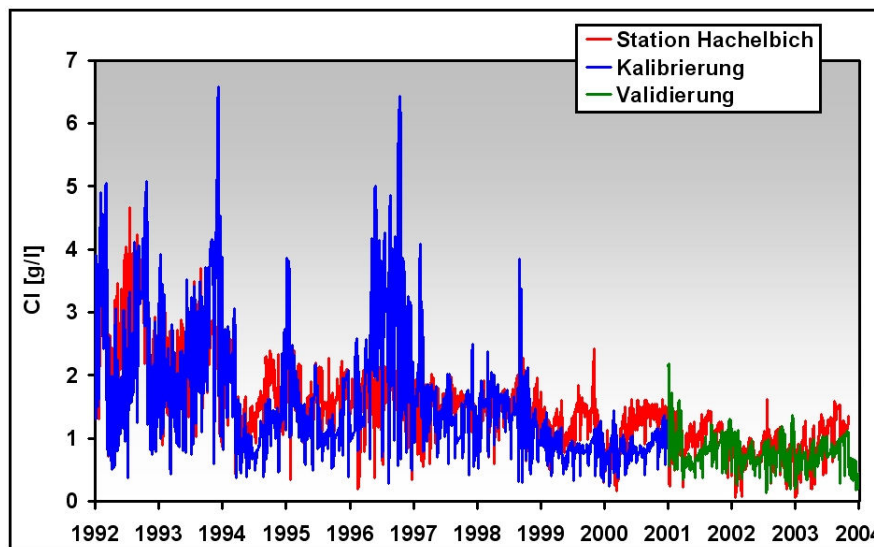


Abb. 5.13: Gemessene und berechnete Chloridkonzentration in Hachelbich bei Anwendung des Einzellinearspeicheransatzes zur Stofftransportmodellierung (Zeitraum 1992-2003).

Tab. 5.12: Ergebnisse der Stofftransportsimulationen innerhalb der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase für das analytische Verfahren (anL), das ADZ-Modell (ADZ) und das lineare Speicherkonzept (ELS) an der Messstation in Hachelbich. Dargestellt sind die mittleren Cl-Konzentrationen [g/l] und die Input-Output-Verhältnisse [t bzw. %].

Kalibrierung (1992-2000)	Cl-Konzentration		Input-Output-Verhältnis		
	gemessen [g/l]	berechnet [g/l]	Input [t]	Output [t]	Verhältnis [%]
anL	1,50	0,92	1352418	873974	65
ADZ	1,50	1,39	1352418	1353056	100
ELS	1,50	1,35	1352418	1315972	97
Validierung (2001-2003)					
anL	0,72	0,48	268392	172259	64
ADZ	0,72	0,69	268392	260388	97
ELS	0,72	0,67	268392	253593	94

Input ins Modell gegeben, im Validierungszeitraum wurden sogar insgesamt 4 % mehr als Inputmenge eingespeist. In dieser Phase wirkt sich jedoch auch der erhöhte berechnete Durchfluss am Pegel Hachelbich aus (s. Tab. 5.8; Zeitraum 2001-2003: Mittelwert gemessen $3,76 \text{ m}^3/\text{s}$, berechnet $3,97 \text{ m}^3/\text{s}$), so dass die Konzentrationen während dieser Zeit im Allgemeinen niedriger waren.

Wie bereits in Kapitel 5.3.3 beschrieben, wurden auch die Basisabflüsse der Jahre 1999 und 2000 überschätzt. Dies wirkte sich ebenfalls auf die Konzentrationsberechnungen aus, da bei allen Verfahren in diesen Jahren eine Unterschätzung der Konzentration zu verzeichnen war. Wie stark sich jedoch die Durchflussberechnungen auf die Konzentrationsbestimmungen auswirkten, zeigte sich am deutlichsten bei den Simulationsergebnissen aus dem Jahr 1996. Hier wurden die Durchflüsse stark unterschätzt, was eine deutliche Überschätzung der Konzentrationen nach sich zog.

Die weiteren Auswertungen der Tabelle 5.12 zeigen, dass beim analytischen Ansatz von einem verfahrenstechnischen Rückgang der Stoffmenge an sich ausgegangen werden musste. Nur ca. 65 % der vom Modell eingespeisten Chloridmenge konnte letztendlich am Gebietsauslass in Hachelbich nachgewiesen werden.

Für das ADZ-Modell und das lineare Speichermodell waren die Wiederfindungsraten wesentlich höher und lagen über 94 % (Kalibrierungszeitraum: ADZ-Modell 100 %, ELS-Ansatz 97 %; Validierungszeitraum: ADZ-Modell 97 %, ELS-Ansatz 94 %). Vergleicht man die absoluten Chloridmengen beim ADZ-Modell während der Kalibrierungsphase, so war sogar ein leichter Anstieg um ca. 640 t zu verzeichnen (Input: 1352418 t; Output: 1353056).

Die tägliche Dynamik konnte aufgrund der Datenlage im Einzelnen nicht wiedergeben werden. Zusammenfassend lässt sich bei der grafischen Auswertung der drei Verfahren festhalten, dass das ADZ-Modell und der Speicheransatz sehr ähnliche Ergebnisse produzierten. Somit eignen sich beide Verfahren für die Anwendung bei den weiteren Untersuchungen und den noch durchzuführenden Szenarienberechnungen. Auch die Rechenzeiten bei den beiden genannten Verfahren hielten sich bei der räumlichen Auflösung und der gewählten zeitlichen Diskretisierung im Rahmen (ca. 4 h). Das analytische Verfahren benötigte für die gleichen Berechnungen, jedoch mit einem internen Zeitschritt für die Durchflussmodellierung und den daran gekoppelten Stofftransport mehr als 24 h. Als Nachteil für das ADZ-Modell wurde der Chloridmengenanstieg während der Kalibrierungsphase gewertet, so dass im Folgenden alle Berechnungen auf Basis des linearen Speicherkonzeptes für den Stofftransport durchgeführt wurden.

5.4.3 Raum 2 - Fokusgebiet bis Pegel Hachelbich

Mit der Festlegung des linearen Speicheransatzes für die Stofftransportmodellierung wurden nun auch die Konzentrationsganglinien an weiteren ausgewählten Stationen im Fokusgebiet berechnet. Um den Einfluss des Laugenstapelbeckens in Wipperfurth zu dokumentieren, wurden hierfür die Messstationen in Wipperfurth vor dem Auslass des Stapelbeckens und die flussabwärts gelegene Station in Großfurra bestimmt.

Die Ganglinie für die Station Wipperfurth belegt deutlich, dass mit den Angaben für den Chlorideintrag aus den diffusen Anteilen der Haldenstandorte, der geogenen Hintergrundbelastung und dem Eintrag aus den geogenen Störungszonen das Niveau der gemessenen Cl-Werte bei der Simulation gut erreicht werden konnte (s. Abb. 5.14). In einigen Jahren konnte die Ganglinie nur mäßig gut wiedergegeben werden, jedoch muss hier ebenso der Gesamtkontext auch in Bezug auf die Durchflusssimulation betrachtet werden. Wie schon im vorhergehenden Abschnitt erläutert, betraf dies vor allem die Jahre 1996 (in diesem Jahr wurden die Durchflüsse häufig unterschätzt, was bei der Konzentrationsberechnung letztendlich zu einer Erhöhung der Cl-Konzentration führte), 1999 und 2000 (während dieser Zeitspanne konnte entgegengesetztes Verhalten beobachtet werden). Die Abweichungen für das Jahr 1992 liegen sicherlich eher in der ungenügenden Datengrundlage der oben genannten Eintragspfade begründet.

Bei der Station in Großfurra ist der starke Einfluss der gesteuerten Einleitungen aus dem Laugenstapelbecken in Wipperfurth klar zu erkennen. Wie der Tabelle 5.13 zu entnehmen, stieg der Mittelwert der gemessenen Cl-Konzentration während der Kalibrierungsphase von 0,81 g/l in Wipperfurth auf 1,42 g/l in Großfurra. Für den berechneten Chlorid-Wert wurde ein Anstieg von 0,74 g/l auf 1,30 g/l verzeichnet. Die Zunahme für die Cl-Konzentration innerhalb der Validierungsphase fiel deutlich geringer aus (gemessen: Wipperfurth 0,52 g/l, Großfurra 0,67 g/l), wobei der Anstieg bei den Berechnungen nur noch sehr klein war (berechnet: Wipperfurth 0,50 g/l, Großfurra 0,57 g/l). Wie auch die Abweichungen in der Ganglinie sind diese Über- wie Unterschätzungen zum Teil dem simulierten Durchfluss geschuldet.

Tab. 5.13: Mittlere Konzentrationen der Kalibrierungs- bzw. Validierungsphase an den Messstationen Wipperfurth und Großfurra.

Kalibrierung (1992-2000)	Cl-Konzentration	
	gemessen [g/l]	berechnet [g/l]
Station		
Wipperfurth	0,81	0,74
Großfurra	1,42	1,30
Validierung (2001-2003)		
Wipperfurth	0,52	0,50
Großfurra	0,67	0,57

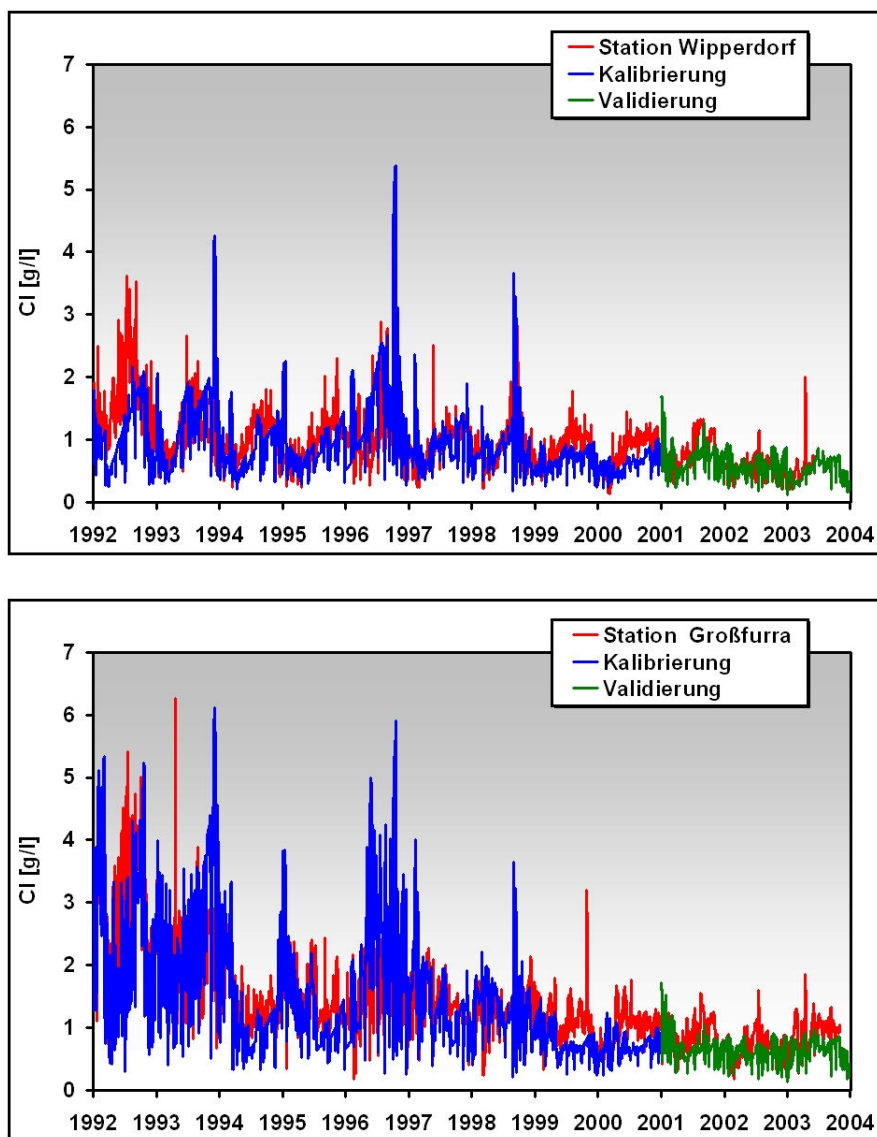


Abb. 5.14: Gemessene und berechnete Chloridkonzentrationsganglinien vor dem Auslass am Pegel Wipperfurth (oben) und auf der Steuerstrecke zwischen Wipperfurth und Hachelbich an der Messstation in Großfurra (unten).

In Ergänzung zu den in Tabelle 5.12 angeführten Angaben zu den errechneten Stofffrachten in Hachelbich, liefert die Abbildung 5.15 einen detaillierten Vergleich der gemessenen und berechneten Chloridfrachten am Gebietsauslass. Schaut man sich die Cl-Frachten an, so stimmten die Jahresfrachten der Gesamtperiode 1992-2003 insgesamt gesehen recht gut überein, wobei in diesen Betrachtungen nicht zwischen Kalibrierungs- und Validierungszeitraum unterschieden wurde.

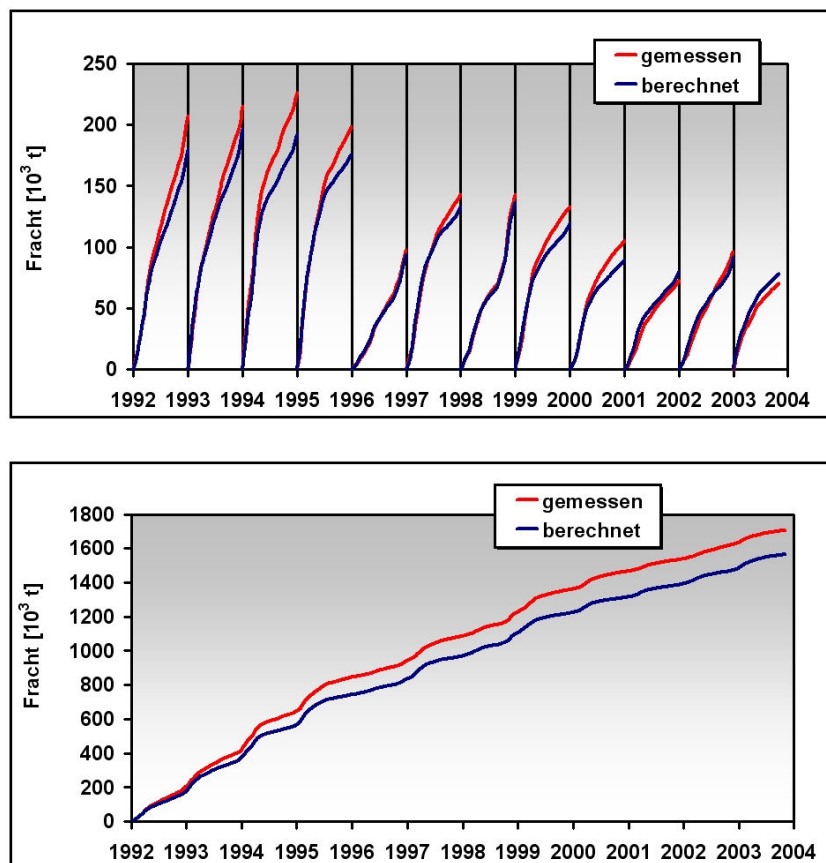


Abb. 5.15: Gemessene und berechnete Frachten am Pegel Hachelbich (oben: Jahresfrachten; unten: Gesamtfracht).

Für die Jahre 1992-1995 wiesen die berechneten Jahresmengen aufgrund der getroffenen Angaben zu den Chlorideintragsbedingungen ein erkennbar geringeres Frachtaufkommen auf. In den übrigen Jahren ließen sich sowohl geringfügig niedrigere wie auch erhöhte Frachten nachweisen. Das Gesamtfrachtaufkommen der berechneten Werte der gesamten Simulationsperiode lag bei ca. 92 % der insgesamt gemessenen Menge, wobei für das Frachtaufkommen des Modell-Inputs insgesamt nur 95 % der tatsächlich vorhandenen Menge zur Verfügung standen (s. Kap. 3.3.3; gemessenes Frachtaufkommen: 1706779 t, Modell-Input: 1620810 t, Output Frachtaufkommen: 1565036 t). Somit lag das berechnete Input-Output-Verhältnis für den Gesamtzeitraum am Pegel Hachelbich bei ca. 97 % (s.a.

Tab. 5.12).

Die Differenz in der Gesamtfracht am Ende der gesamten Simulationsperiode ergab sich vornehmlich aus der Abweichung dieser Kurven in den ersten Jahren (1992-1995), als Resultat der schon angedeuteten ungenügenden Eingangsdatenbasis.

Auch der generelle Anschein einer schlechteren Anpassung der Jahresfrachten in der zweiten Jahreshälfte muss mit der ungenauen Angabe der Eintragsmengen begründet werden. Hierbei sind vor allem die ungesteuerten Chlorideinträge zu nennen, da sich diese nur schwer messtechnisch erfassen ließen. Detaillierte Untersuchungen der Modelleingangsdaten zum ungesteuerten Eintrag zeigten, dass zwar die Konzentrationen in Hachelbich im Sommer anstiegen (s. Abb. 3.17 in Kap. 3.3.3), jedoch eher als Folge der niedrigeren Durchflüsse und nicht infolge höherer Einträge. In den Sommermonaten war sogar ebenfalls ein deutlicher Rückgang der ungesteuerten Frachten ins Modell zu verzeichnen.

Im Zusammenspiel mit den berechneten Durchflüssen ließen sich mit Hilfe der Grafik für die Jahresfrachten (s. Abb. 5.15 oben) auch die Abweichungen in der Konzentrationsganglinie für die schon genannten Jahre 1996, 1999 und 2000 noch einmal genauer erklären.

Zumindest für die Jahre 1999 und 2000 waren die im Modell verwendeten Jahresfrachten zu gering angesetzt, so dass bei einem leicht erhöhten Basisabfluss die daraus resultierenden Konzentrationen als zu gering abgeschätzt wurden.

Die Fracht für das Jahr 1996 zeigte einen fast identischen Verlauf der gemessen mit der errechneten Kurve, obwohl die Konzentrationswerte im Modell deutlich überschätzt wurden. Dies hing einzig von den stark unterschätzten Durchflüssen ab.

Speziell zu dieser Problematik wurden in diesem Zusammenhang weitere Untersuchungen durchgeführt, um die enge Verknüpfung einer genauen Konzentrationsberechnung auf der Grundlage einer korrekten Vorhersage der Durchflüsse zu verdeutlichen.

Hierzu wurden exemplarisch für das Jahr 1996 die berechneten Durchflüsse durch die gemessenen ersetzt, um so mit Hilfe der berechneten Frachten eine hypothetische Konzentrationsganglinie zu bestimmen. Dies ist aus Sicht der Massenerhaltung legitim, da bei Anwendung des ELS-Ansatz zur Stofftransportmodellierung nur die Menge an sich betrachtet und geroutet wird. Dieser hypothetische Konzentrationsverlauf wurde mit der tatsächlich berechneten bzw. gemessenen Ganglinie verglichen. Die Abbildung 5.16 zeigt, dass die hypothetische Cl-Konzentration bei den genannten Voraussetzungen einen sehr guten Abgleich mit der tatsächlich in Hachelbich gemessenen Konzentration lieferte.

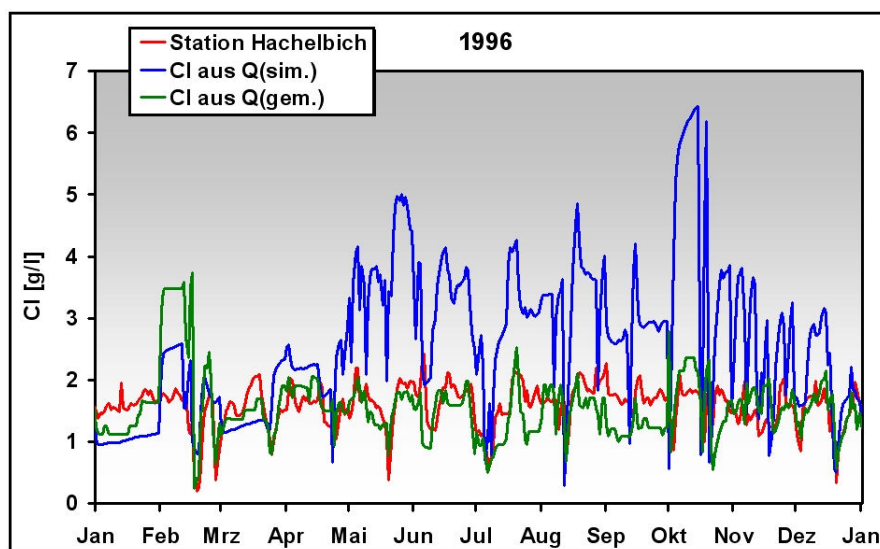


Abb. 5.16: Vergleich der hypothetischen Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich (Cl aus Q(gem.); Berechnung s. Text) mit der tatsächlich berechneten (Cl aus Q(sim.)) bzw. gemessenen Chloridkonzentration (Station Hachelbich).

5.4.4 Raum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben

Aufgrund fehlender Basisdaten war eine detaillierte Betrachtung der Stofftransportprozesse im Raum 1 nicht möglich.

Zu den Eintragsbedingungen im Gesamttraum lagen außer den Angaben der Fokusebene keine Werte vor. Mit Hilfe der Eintragsmengen im Raum 2 war es also nur möglich, quantitative Aussagen über die Auswirkungen dieser Zutritte auf den Auslasspegel Oldisleben abzuschätzen. Die Berechnungen des Wasserhaushaltes für den Gesamttraum wurden, wie bereits erwähnt, auf der Basis von Teilgebietsflächen im Tagesschritt durchgeführt. Der Durchfluss wurde mit dem kombinierten Verfahren nach Kalinin-Miljukov bestimmt und die Chloridkonzentrationen mit Hilfe des linearen Speicherkonzeptes errechnet.

Für die Unstrut vor dem Zusammenfluss mit der Helbe und der Wipper gelten ähnliche Vorbelastungen wie auf der Fokusebene vor Sollstedt (s. Kap. 3.3, Abb. 3.5 u. 3.18) und somit vor dem Einfluss der Haldenstandorte. Der langjährige Mittelwert an der Station Straußfurt betrug 0,088 g/l, so dass eine Übertragung der vorherrschenden Hintergrundkonzentration in der Fokusebene von 0,097 g/l auf das Gesamtgebiet als durchaus praktikabel anzusehen war. Somit konnte auch der Gesamttraum modelltechnisch abgebildet werden.

Mit Hilfe dieser Annahmen wurde die Stofftransportmodellierung auf den Gesamttraum für die Periode 1992-2003 ausgedehnt. Wie in der Abbildung 5.17 zu erkennen, ließen sich mit den oben vorgestellten Annahmen schon recht gute Übereinstimmungen der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen an der Station am Gesamtgebietsauslass in Oldisleben nachweisen.

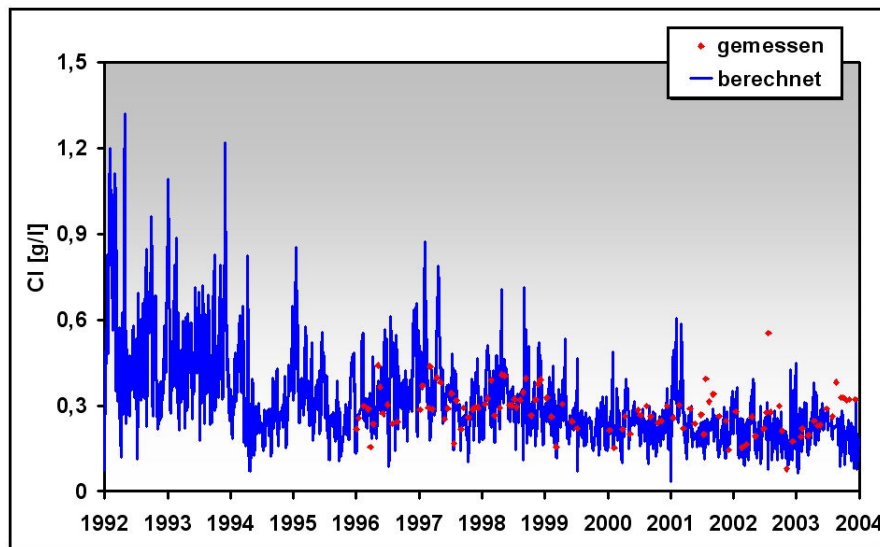


Abb. 5.17: Gemessene und berechnete Chloridkonzentration an der Messstation in Oldisleben.

Obwohl für große Gebiete aus dem Untersuchungsraum 1 keine detaillierten Daten zur Einspeisemenge oder sonstigen Bedingungen gegeben waren, traf das Niveau der berechneten Ganglinie größenordnungsmäßig das Niveau der gemessenen Werte. Teilweise stimmte sogar die Dynamik der Ganglinie in etwa überein, so dass man hiermit in der Lage war, die innerjährlichen Schwankungen zu erklären.

Auch wenn der Vergleich der statistischen Maßzahlen, wie Mittelwert, 90.-Perzentil und Standardabweichung, aufgrund der sehr geringen Anzahl an Messdaten nicht sehr aussagekräftig ist, soll in der Tabelle 5.14 dennoch ein Überblick über die erzielten Ergebnisse geliefert werden.

Tab. 5.14: Vergleich der statistischen Maßzahlen der gemessenen und simulierten Konzentrationswerte am Pegel Oldisleben.

	Mittelwert [g/l]	90.-Perzentil [g/l]	STD 1) [g/l]	LAWA 2) [d]
gemessen	0,262	0,381	0,094	III
berechnet	0,276	0,514	0,154	III-IV

1) STD = Standardabweichung;

2) LAWA = LAWA-Güteklasse (nach LAWA 1998);

Die Mittelwerte (gemessen: 0,262 g/l; berechnet: 0,276 g/l) stimmten bei diesen Unter-

suchungen sehr gut überein. Die Werte für das 90.-Perzentil (gemessen: 0,381 g/l; berechnet: 0,514 g/l) und die Standardabweichung (gemessen: 0,094 g/l; berechnet: 0,154 g/l) lagen auch in vergleichbaren Größenordnungen.

Im Vergleich zur Wipper lag die Einstufung bezüglich der LAWA-Güteklassifizierung allerdings im Bereich III (gemessen) bzw. III-IV (berechnet). Hinsichtlich dieses Güteparameters war die Unstrut damit besser gestellt als das Teileinzugsgebiet der Wipper.

Aus diesen Abschätzungen lässt sich ableiten, dass die Cl-Konzentration in Oldisleben während des Untersuchungszeitraumes von 1992-2003 ganz entscheidend von den Gegebenheiten im Fokusgebiet geprägt wurde. Schwankungen, Steuerungsmaßnahmen am Laugenstapelbecken in Wipperdorf usw. aus dem Raum 2 wirkten sich direkt auf die Situation in Oldisleben aus, so dass sich die Konzentration in Oldisleben und die einhergehenden Amplituden der Konzentrationsganglinie größtenteils aus der Chloridkonzentration in Hachelbich (bzw. aus dem Raum 2) erklären ließen.

5.4.5 Diskussion der Ergebnisse zur Stofftransportmodellierung

Ebenso wie bei der Modellierung des Durchflusses standen auch für die Anwendung des analytischen Lösungsansatzes zur Stofftransportmodellierung die benötigten Profillinformationen nicht flächendeckend zur Verfügung. Damit musste für dieses Verfahren ebenfalls eine Möglichkeit geschaffen werden, durch eine Alternativbeschreibung für nicht vermessene Abschnitte den Weitertransport zu gewährleisten. Dies wurde durch die kombinierte Lösung mit dem linearen Speicherkonzept vollzogen.

Dass sich die Anwendung des analytischen Modellkonzeptes dennoch als problematisch erwies und die Wiederfindungsraten der Chloridmenge nur bei ca. 65 % lagen, kann leicht mit den Grundannahmen für diesen Lösungsansatz erklärt werden. Die Forderung nach der Einhaltung einer gewissen Mischungslänge (s. Gl. (4.33)), nach der die advektiven Prozesse auf der betrachteten Fließstrecke nach der Einleitung dominieren, kann in vielen Fällen nicht garantiert werden. Bei unterschiedlicher Wahl der empirischen Faktoren ($fak1$ und $fak2$) betraf dies bei der gewählten feinen Untergliederung des Gewässernetzes eine sehr unterschiedliche Anzahl von Teilabschnitten. Da hierzu aber keine experimentellen Untersuchungen durchgeführt wurden, um diese Faktoren näher spezifizieren zu können, unterbleibt an dieser Stelle eine genauere Quantifizierung. Teilweise betraf dies aber sogar jeden zweiten Fließgewässerabschnitt.

Der bei Anwendung des ADZ-Modells beobachtete Anstieg der Chloridfracht in der Kalibrierungsphase, über der als Input ins Modell bezifferten Chloridmenge hinaus, kann durch rein numerische Effekte erklärt werden. Das Modell berechnet zunächst nur die Konzentrationen und betrachtet nicht die Stoffmenge an sich. Durch die Umrechnung von der Konzentration in die Fracht zur Weitergabe an den Unterlieger kann es sehr schnell zu numerischen Ungenauigkeiten kommen. Der Anstieg mit lediglich 0,05 % kann jedoch als vernachlässigbar klein eingestuft werden. Aus diesen numerisch bedingten Gründen können zum Teil auch die Differenzen für die leicht negativen Abweichungen erklärt werden (Validierungsphase).

Aufgrund der erzielten Ergebnisse innerhalb des Fokusgebietes (s. Kap. 5.4.3) kann der

vereinfachte, konzeptionelle Lösungsansatz durchaus dazu verwendet werden, den Stofftransport im Fließgewässer auf dieser Skalenebene innerhalb eines mehrjährigen Zeitraumes zu beschreiben.

5.5 Salzlaststeuerung Wipper

5.5.1 Anwendung des Steuerkonzeptes

Nach Abschluss der Validierung der Teilmodelle zur Durchflusssimulation und zum Stofftransport im Gerinne war es mit Hilfe des in Kapitel 4.5 beschriebenen Steuerkonzeptes nun möglich, programmtechnisch gezielte Chloridabgaben in die Vorflut abzustößen und die daraus resultierenden Konzentrationen in Hachelbich abzuschätzen. Als Voraussetzung für eine gezielte Steuerung mussten die Zulaufmengen, also sowohl die eintreffende Chloridfracht als auch das gesamte Pumpvolumen, für das Modell zur Verfügung stehen, um die eingespeisten Mengen auch wieder gezielt abstoßen zu können. Das gesamte Pumpvolumen und die Chloridfracht sind der Abbildung 5.18 zu entnehmen.

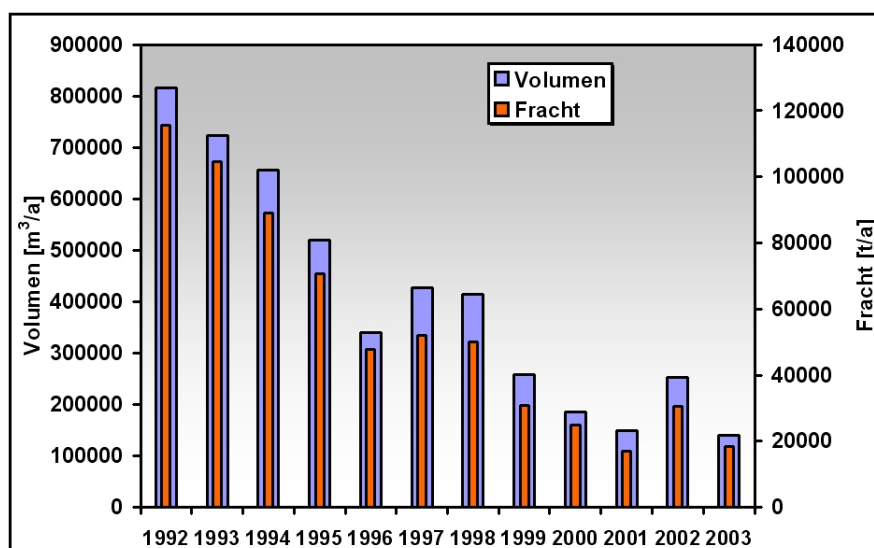


Abb. 5.18: Volumen der Laugenlösung und Chloridfracht im Zustrom zum LSB Wipperfording.

Eine weitere Randbedingung bei diesen Berechnungen war, dass die ungesteuerten Frachten des Stapelbeckens durch die Ableitung über die Drainage nicht berücksichtigt wurden, d.h. eine vollständige Abdichtung des Beckens vorausgesetzt wurde. Alle anderen Einträge wurden wie in den Berechnungen in Kapitel 5.4.3 integriert. Als Anfangsbedingung wurde das Startvolumen im Laugenstapelbecken mit 123800 m^3 und einer Anfangskonzentration der Lauge von $171,80 \text{ g/l}$ vorgegeben. Die Verbesserung hinsichtlich einer

Vergleichmäßigung der Konzentration am Pegel Hachelbich zeigt die Abbildung 5.19 (zum Vergleich Abb. 5.13 Kap. 5.4.2).

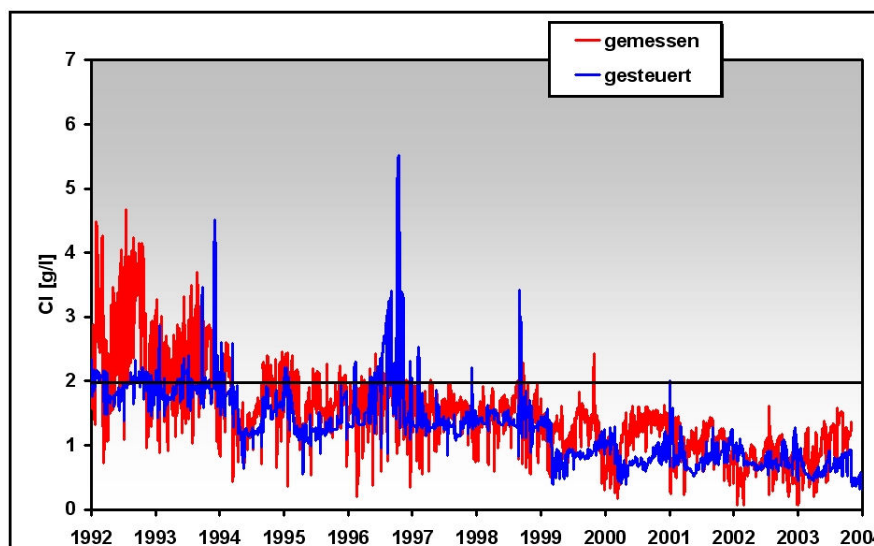


Abb. 5.19: Chloridkonzentrationsverlauf in Hachelbich bei Anwendung des entwickelten Steuerungskonzeptes.

Auch in diesen Betrachtungen spiegelte sich der relativ schwierig zu berechnende hydrologische Zustand aus dem Jahr 1996 wider. Aufgrund der Unterschätzung des Durchflusses traten hier ebenfalls sehr hohe Schwankungen für die Chloridkonzentrationen auf, da nur der Anteil aus dem Laugenstapelbecken Wipperfurth gezielt zugesteuert werden konnte. Eine Berechnung der Standardabweichung bzw. der Varianz ohne diese Simulationsergebnisse würde diese statistischen Größen deutlich verringern.

Der langjährige Mittelwert der gemessenen Reihe (1992-2003) von 1,30 g/l war unter Anwendung der Steuerung fast konstant geblieben und wurde nur aufgrund der insgesamt etwas geringeren Eintragungsmengen (s. Tab. 5.15) mit 1,20 g/l berechnet.

Die jährlich gemessenen Anstiege meist zur Jahresmitte wurden deutlich reduziert und auch die Schwankungsbreite konnte insgesamt gesehen verringert werden. Dies belegen auch die Werte für die Standardabweichung. Die Maßzahlen der Standardabweichung verringerten sich von 0,67 g/l auf 0,58 g/l. Die 90.-Perzentil-Werte fielen bei der Anwendung der Steuerung von 2,35 g/l auf 2,00 g/l. Nach der LAWA-Güteklassifizierung (s. Tab. 3.2) bedeutete dies jedoch immer noch eine Einstufung in ein sehr stark belastetes Gewässer und somit weiterhin der Klasse IV zugehörig.

Die Überschreitungshäufigkeiten bezüglich des Grenzwertes von 2 g/l fielen während der Beobachtungsperiode bei Anwendung der Steuerung von 16,9 % auf 10,0 %. Während die mittlere Dauer einer Periode mit aufgezeichneter Grenzwertüberschreitung in beiden Anwendungsfällen 6 Tage andauerte, so konnte die maximale Dauer einer solchen Periode mit Hilfe der Steuerung von ca. 3 Monaten (93 Tage) auf immerhin nur einen Monat (29

Tage) verkürzt werden.

Tab. 5.15: Vergleich der statistischen Maßzahlen der gemessenen Konzentrationswerte und der Konzentration bei Anwendung des Steuerkonzeptes am Pegel Hachelbich.

	Mittelwert [g/l]	90.-Perzentil [g/l]	STD 1) [g/l]	H 2) [%]	mit. Dauer 3) [d]	max. Dauer 4) [d]
gemessen	1,30	2,35	0,67	16,9	6	93
mit Steuerung	1,20	2,00	0,58	10,0	6	29

- 1) STD = Standardabweichung;
- 2) H = Überschreitungshäufigkeit;
- 3) mit. Dauer: mittlere Dauer der Perioden mit Grenzwertüberschreitung ($Cl > 2$ g/l);
- 4) max. Dauer: maximale Dauer einer Periode mit Grenzwertüberschreitung ($Cl > 2$ g/l);

Größere Schwankungen bei Anwendung des Steuerungskonzeptes traten immer dann auf, wenn keine Zugaben aus dem Laugenstapelbecken möglich waren, die Werte also mit dem natürlichen Tagesrhythmus variierten. Aufgrund der Modellinitialisierung und einer entsprechenden Vorlaufzeit, startete der Steuerparameter ($c_{Hb,max}$; s. Abb. 5.20 blaue Kurve), der sich bei Simulationsstart an den fest vorgegebenen Grenzwert von 2,0 g/l orientierte, nicht bei einem Wert von 2,0 g/l, sondern lag bei 1,94 g/l. Zum Ende der Simulationen hatte der dynamische Steuerparameter einen Wert von 0,68 g/l angenommen.

Der Füllstand im Becken war zu keinem Zeitpunkt im kritischen Bereich (Bereich 4; s. Abb. 4.7 in Kap. 4.5), so dass während der gesamten Simulationsperiode mit den angegebenen Zulaufmengen für das Stapelbecken zu keinem Zeitpunkt die Gefahr eines Beckenüberlaufes bestand. Ab dem Jahr 1999 befand sich das Beckenvolumen im 2. und 3. Füllbereich und hatte am Ende der Simulationsperiode die unterste Bewirtschaftungslamelle (Bereich 2) erreicht.

Aus der Grafik 5.20 heraus lässt sich auch sehr gut das Zusammenspiel zwischen dem Beckenfüllstand und dem aktuellen Steuerziel verdeutlichen. War nur wenig Lauge im Becken vorhanden, so wurde ständig überprüft, ob das aktuelle Steuerziel noch einzuhalten war. Nach 60 Tagen permanenter Unterschreitung dieses Auslastungszieles wurde eine Anpassung vorgenommen und der Parameter nach unten korrigiert. Dass diese Linie nicht so stufenförmig verläuft, ist der linearen Anpassung zwischen den entsprechenden Auslastungsintervallen geschuldet. Dies verhinderte, dass sich die Anpassungen bezüglich der Auslastung und die Übergänge zwischen den einzelnen Bewirtschaftungslamellen zu stark ausprägten. Somit konnten größere sprunghafte Veränderungen in der Chloridkonzentration am Bezugspegel Hachelbich vermieden werden. Die auftretenden Spitzen in der Abbildung zur Darstellung einer möglichen Konzentrationsganglinie (s. Abb. 5.19) wurden überwiegend durch den Einfluss nicht korrekt vorhergesagter Durchflüsse am Pegel Hachelbich und durch eine mangelnde zeitliche Differenzierung in den Chlorideingangsdaten

hervorgehoben.

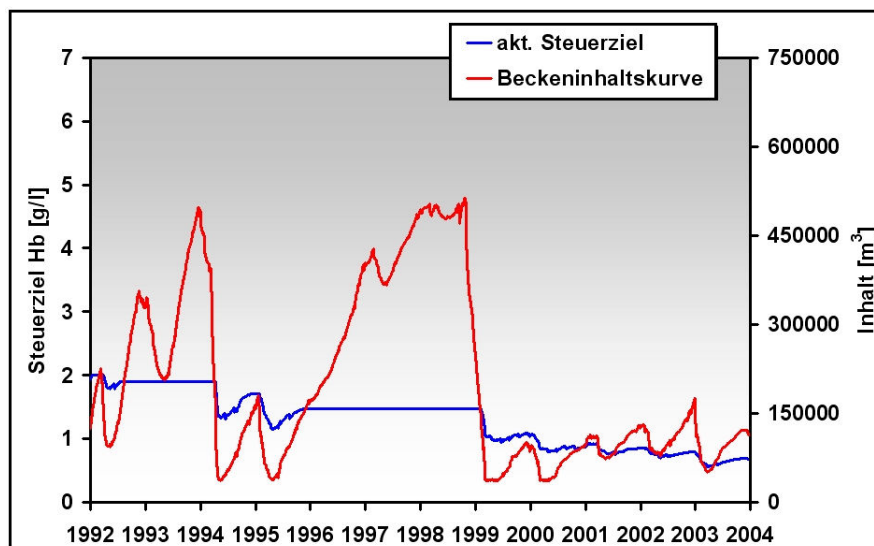


Abb. 5.20: Darstellung der Beckeninhaltslinie im Becken Wipperfurth und der Entwicklung des dynamischen Steuerparameters zur Abstoßzusteuern für den Simulationszeitraum 1992-2003.

5.5.2 Diskussion des Steuerkonzeptes

Durch die Anwendung der Steuerung und unter den gegebenen hydrologischen Voraussetzungen lässt sich in jedem Falle eine wesentlich ausgeglichene Cl-Ganglinie erzeugen. Konzentrationsspitzen sind jedoch nicht ganz auszuschließen, so aber doch deutlich zu verringern, was sich für die Lebensbedingungen in der Wipper positiv auswirken dürfte. Dies gilt auch für die Tatsache, dass sich sowohl die Überschreitungshäufigkeiten wie auch die maximale Dauer einer solchen Überschreitungsperiode deutlich reduzieren ließen.

Die chemische Ionenzusammensetzung lässt sich mit dem hier vorgestellten Steuerkonzept allerdings nicht beeinflussen, welches aber auch nicht Ziel dieser Untersuchungen sein sollte.

Dass das Steuerkonzept sich aber durchaus an die Vorgaben des hydrologischen Regimes anpasste, zeigt die Abbildung 5.21. Die Frachtzusteuern aus dem Laugenstapelbecken hielten sich sehr genau an die simulierten Durchflüsse in Hachelbich, so dass bei korrekter Wiedergabe des Durchflusses auch gezielte Abgaben an die Vorflut möglich waren.

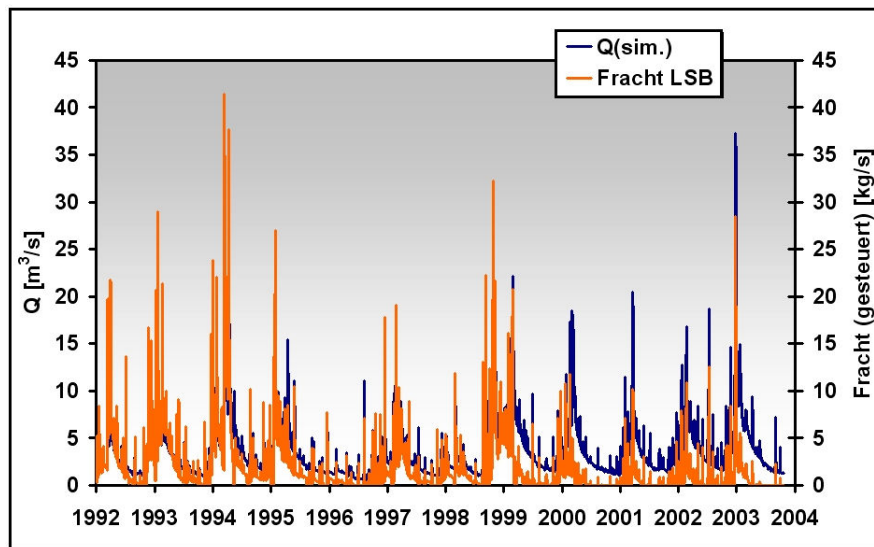


Abb. 5.21: Zusammenwirken des hydrologischen Regimes in Hachelbich und der Anwendung des Steuerkonzeptes für das Laugenstapelbecken in Wipperdorf. Dargestellt sind die berechneten Durchflüsse in Hachelbich (blaue Kurve) und die Frachtzsteuerung aus dem LSB (orange Kurve).

Kritische Situationen bei der Frachtzsteuerung treten bei einer Unterschätzung der Niedrigwasserverhältnisse durch das Modell auf. Dies zeigen die Grafiken in der Abbildung 5.22. Hierin sind die Residuen der Chloridkonzentration ($Cl_{gemessen} - Cl_{berechnet}$) bzw. des Durchflusses ($Q_{gemessen} - Q_{berechnet}$) für den Pegel Hachelbich gegeneinander aufgetragen, und zwar sowohl für den gesteuerten (Abb. 5.22 unten) als auch im Vergleich dazu für den ungesteuerten Fall (Abb. 5.22 oben). Generell betrachtet bedeuten negative Residuen hierbei eine Modellüberschätzung der gemessenen Werte bzw. positive Residuen eine Unterschätzung der Messwerte.

Schon beim ungesteuerten Modelllauf zeigte sich, dass die Abweichungen in der Konzentrationsberechnung bei niedrigen Durchflussverhältnissen am größten waren (Abb. 5.22 oben links, wobei $Q = Q_{berechnet}$ ist). Vor allem bei einem vom Modell unterschätzten Durchfluss in dieser Abflusssituation waren die hohen Abweichungen zu verzeichnen (s. Abb. 5.22 oben rechts), da die stark negativen Werte für die Cl-Residuen hauptsächlich im II.-Quadranten anzutreffen waren, also bei $(Q_{gemessen} - Q_{berechnet}) > 0$.

Bei Betrachtung der Residuen unter Anwendung der Steuerung konnte die Streuweite für die Cl-Residuen deutlich reduziert werden (s. Abb. 5.22 unten). Zur Berechnung der Residuen der Konzentration wurde als Vergleichswert das aktuelle Steuerziel herangezogen ($c_{Hb,max}$), so dass sich hieraus direkt die Einhaltung der Steuervorgaben ablesen lässt. Auch hierbei bestätigte sich der Trend der ungesteuerten Chloridkonzentrationsbestimmung, dass sich die größten Abweichungen bei niedrigen Durchflussverhältnissen ergaben (s. Abb. 5.22 unten links).

Für die Umsetzung des Steueralgorithmus interessant bzw. bedeutend im Hinblick auf

die ökologischen Auswirkungen sind auch in diesem Fall wieder die Cl-Residuen ($c_{Hb,max} - Cl_{berechnet}$) im II.-Quadranten der Abbildung 5.22 unten rechts. Es gilt hier der Zusammenhang $(c_{Hb,max} - Cl_{berechnet}) < 0$ und $(Q_{gemessen} - Q_{berechnet}) > 0$. Das bedeutet, dass bei Unterschätzung des gemessenen Durchflusses durch das Modell die Zielvorgaben für den Pegel Hachelbich bezüglich der Chloridkonzentration teilweise stark überschritten wurden, was für die Ökologie der Fließgewässer als kritisch zu beurteilen ist.

Bei genauerer Untersuchung dieser Problemfälle fiel auch hier wieder deutlich auf, dass die größten Cl-Abweichungen, sowohl im gesteuerten als auch im ungesteuerten Betrieb des Modells, im Jahr 1996 auftraten, in einem Zeitraum also, mit sehr niedrigen Durchflussverhältnissen.

Aus den zuvor genannten Gründen wäre für die operationelle Anwendung des Steuerkonzeptes also zu überlegen, ob nicht bei Niedrigwasserverhältnissen, speziell wenn die vom Modell berechneten Durchflüsse niedriger als die tatsächlich gemessenen Werte sind, Sicherheitsfaktoren in Form von Korrekturfaktoren für das aktuelle Steuerziel $c_{Hb,max}$ einzuführen sind, um kritische Situationen für das Fließgewässer durch überhöhte Frachtzuleitungen aus dem Laugenstapelbecken zu vermeiden.

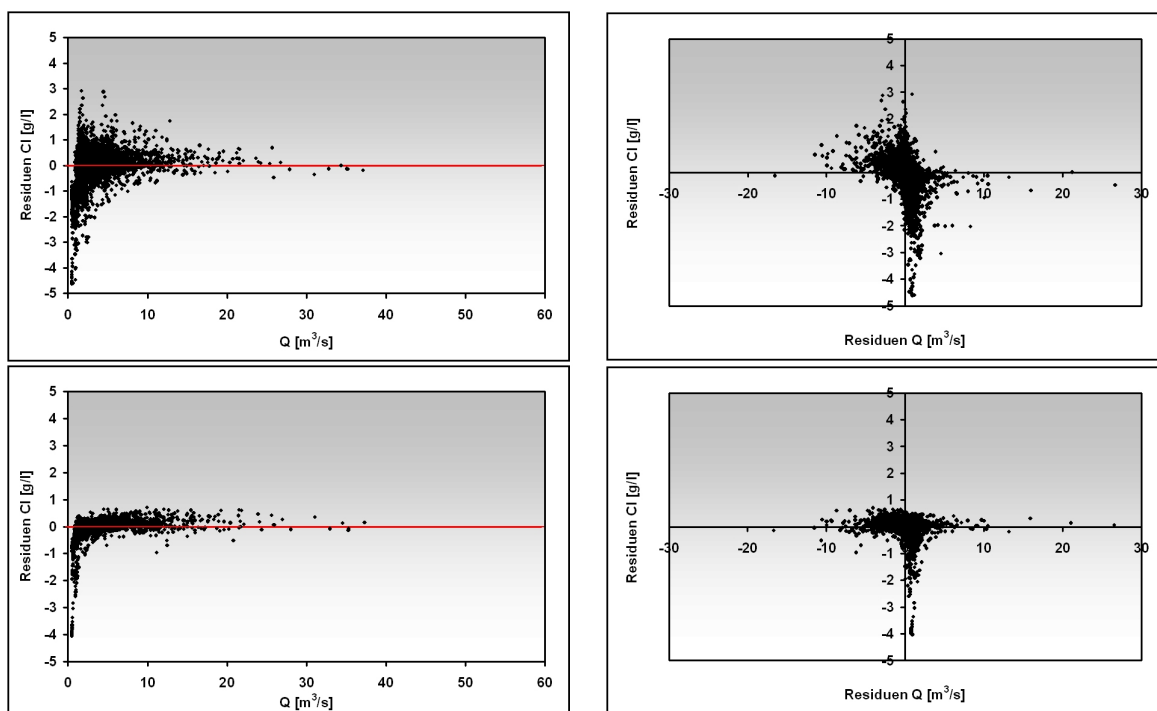


Abb. 5.22: Darstellung der Residuen für die Konzentration im ungesteuerten Fall (oben) und bei Anwendung der Steuerung (unten; Residuen für die Konzentration ergeben sich hierbei aus der Differenz zwischen dem aktuellen Steuerziel $c_{Hb,max}$ und dem tatsächlich berechneten Wert); links: Cl-Residuen aufgetragen gegen den berechneten Durchfluss, rechts: Cl-Residuen in Abhängigkeit von den Q-Residuen. Alle Werte beziehen sich auf den Pegel Hachelbich.

5.6 Szenarienberechnungen

Trotz begonnener Rekultivierung (Abdeckung durch Boden- und Vegetationsschicht) der Kalihalden und einhergehender Reduzierung der Sickerwassermengen sind noch für mehrere Jahrzehnte negative Auswirkungen auf die Gewässergüte in Nordthüringen zu erwarten, zumal nach Beendigung des derzeit praktizierten Spülversatzes die gefassten Haldensickerwässer wieder den Laugenstapelbecken zugeführt werden müssen. Auch die geplante Überführung der Haldensickerwassermengen aus dem Laugenstapelbecken Menteroda (gefasste Rückstände aus der Kalihalde Volkenroda/Menteroda; s. a. Übersichtsgrafik 2.2) trägt zu einem größeren Lastaufkommen im Laugenstapelbecken Wipperdorf bei. Damit kommt auch der Salzlaststeuerung im Flusssystem Wipper, also dem gezielten Abstoß aus dem genannten Becken wieder eine größere Bedeutung zu. Um die Auswirkungen näher spezifizieren zu können, sind Szenarienberechnungen unter der Prämisse der derzeitigen klimatischen Bedingungen und den oben genannten Umständen ein wertvolles Hilfsmittel. Damit lassen sich Aussagen darüber ableiten, inwiefern Einzelmaßnahmen an den Haldenstandorten selbst, aber auch Bewirtschaftungsmaßnahmen am Stapelbecken zur Vergleichmäßigung und Verringerung der Chloridkonzentration beitragen.

5.6.1 Beschreibung der unterschiedlichen Szenarien

Es wurde ein Szenarienkatalog aufgestellt, der verschiedene Interaktionen unterschiedlicher Maßnahmen bei unterschiedlichen hydrologischen Zuständen im Untersuchungsgebiet aufzeigen sollte. Zu diesem Maßnahmenkatalog zählten bspw. ein unterschiedlich starkes Fortschreiten der Abdichtungsmaßnahmen an den Haldenkörpern, mögliche Überläufe aus dem LSB in Menteroda und das Ende des derzeit praktizierten Spülversatzes. Es wurden in dieser Studie ausgewählte Kombinationen all dieser möglichen Maßnahmen näher untersucht.

Mit der Rekultivierung der Abraumhalden wurde bereits begonnen, so dass der heutige Grad der Abdeckschicht bereits mit ca. 50 % angegeben werden kann (DGFZ 2005, SCHMEISKY ET AL. 2000, GVV 2001, SCHMIDT 2002). In den Zukunftsszenarien wurde daher die Auswirkung der Fortführung der Bedeckungsmaßnahmen untersucht (Grad der Abdichtung bei 75 % bzw. 100 %). Da die Halde in Bischofferode solchen Maßnahmen nicht unterzogen werden soll, wurde auch die Berücksichtigung einer unabgedeckten Halde in Bischofferode mit in den Szenarienkatalog übernommen (hier Kennzeichnung der entsprechenden Szenarien mit 'B').

Die unterschiedlichen hydrologischen Zustände bewirken naturgemäß ein mehr oder weniger starkes Aufkommen an gefasster Haldenlauge. Diesem Umstand wird durch die Auswahl eines trockenen, eines feuchten und eines normalen Jahres bezüglich der hydrologischen Variablen Niederschlag und Abfluss Rechnung getragen. Bei der Auswahl der entsprechenden kalendarischen Jahre wurden die Jahre von 1981-2003 untersucht. Wichtig bei der Auswahl der verschiedenen hydrologischen Varianten aus diesem Zeitraum war die Einbeziehung von Abflüssen und Niederschlägen, da es bei den Maxima und Minima der Abflüsse zu Verzögerungen im Jahresmaßstab kommen kann. Somit wurde bei der Auswahl

eine etwa gleiche Wichtung von Niederschlag und Abfluss vorgenommen. Als trockenes Jahr wurde das Jahr 1996, als feuchtes das Jahr 1987 und als mittleres das Jahr 1983 bestimmt. Die klimatologischen Variablen dieser Jahre wurden also als Modell-Input für die durchzuführenden Berechnungen gewählt.

Zudem wurden die zusätzlichen Überleitungen aus dem Becken Menteroda (Kennzeichnung der entsprechenden Szenarien mit 'M') und der Abschluss des Spülversatzes berücksichtigt. Als Referenzszenario wurde das Jahr 2002 gewählt, um einen Abgleich mit der aktuellen Situation herleiten zu können. Die speziellen Kombinationen all der vorgenannten Faktoren sind in der Tabelle 5.16 im Überblick dargestellt.

Für die Jahre 1996, 1983 und 1987 konnten beispielhaft für die definierten und repräsentativen hydrologischen Zustände trocken, mittel, feucht entsprechende Jahresfrachten an Haldenlauge von der TU Dresden modelltechnisch ermittelt (SCHMIDT 2002, DGFZ 2005) und in Monatswerten zur Verfügung gestellt werden. Dabei wurde auch der Grad der Abdichtung berücksichtigt, sowie das Aufkommen an Haldenlauge mit und ohne derzeit praktiziertem Spülversatz.

Den unterschiedlichen Mengen an Haldenlauge wurde entsprechend der hydrologischen Situation des Gesamtjahres ein Konzentrationswert zugeordnet, der sich aus den bereits vorliegenden gemessenen Werten an den einzelnen Standorten herleiten ließ. Es ergab sich hieraus folgende Zuordnung:

- trockenes Jahr (1996) <-> Cl-Konzentration 145 g/l
- mittleres Jahr (1983) <-> Cl-Konzentration 125 g/l
- feuchtes Jahr (1987) <-> Cl-Konzentration 105 g/l

Somit konnte das gesamte Frachtaufkommen für das Stapelbecken aber auch die diffusen Zutritte zum Vorfluter an den Haldenstandorten bestimmt werden. Die genauen Angaben hierzu sind im Anhang C zusammengefasst (s. Tab. C.1 - C.3) und sollen an dieser Stelle nicht im Einzelnen aufgeführt werden.

Der geogene Eintrag bzgl. der Störungszonen für die ausgewählten Jahre konnte nur abgeschätzt werden, da hier teilweise keine Messreihen zur Verfügung standen (s. Tab. C.4, Anhang C). Daher wurde bspw. für das trockene Jahr an den entsprechenden Störungszonen das jeweilige Monatsminimum der bereits vorliegenden Zeitreihen berechnet. Eine ähnliche Vorgehensweise wurde für die hydrologischen Zustände mittel und feucht unternommen.

Als weitere Startbedingung wurde für alle Szenarien eine Anfangskonzentration im Becken von 100 g/l angenommen. Zudem war der Füllstand im Becken mit 69700 sehr gering, entsprach aber dem tatsächlichen Füllstand des Referenzjahres 2002. Somit war die Auslastung des aktuellen Steuerzieles, welches sich zunächst an den Grenzwert von 2 g/l orientierte, auf ca 81% reduziert, so dass das aktuelle Steuerziel bei 1,62 g/l startete.

5.6.2 Ergebnisse der Szenarienanalyse

Bei der Ergebnisbeschreibung der Szenarienanalyse wurde von dem Zeichenoperator '*' gebraucht gemacht, der ein oder mehrere beliebige Zeichen repräsentieren soll. So sind

Tab. 5.16: Ausgewählte Kombinationsmöglichkeiten der unterschiedlichen Maßnahmen zur Prognostizierung zukünftiger Mengen an Laugenabwässern im Laugenstapelbecken Wipperdorf (Szenarienkatalog).

Szenario Nr.	Hydrolog. Situation	Input LSB Wipperdorf	Haldenabdeckung		
	Niederschlag / Abfluss		IST	75 %	100 %
001	2002	2002	x		
111	trocken	Ist-Zustand		x	
112	trocken	Ist-Zustand			x
112_B_M	trocken	Ist-Zustand			x
121	trocken	kein Spülversatz		x	
122	trocken	kein Spülversatz			x
122_B_M	trocken	kein Spülversatz			x
211	mittel	Ist-Zustand		x	
212	mittel	Ist-Zustand			x
212_B_M	mittel	Ist-Zustand			x
221	mittel	kein Spülversatz		x	
222	mittel	kein Spülversatz			x
222_B_M	mittel	kein Spülversatz			x
311	feucht	Ist-Zustand		x	
312	feucht	Ist-Zustand			x
312_B_M	feucht	Ist-Zustand			x
321	feucht	kein Spülversatz		x	
322	feucht	kein Spülversatz			x
322_B_M	feucht	kein Spülversatz			x

1. **Kennzeichen** Bezeichnung für den hydrologischen Zustand (1=trocken, 2=mittel, 3 =feucht)

2. **Kennzeichen** Spülversatz (1=ja, 2=nein)

3. **Kennzeichen** Haldenabdeckung (1=75%, 2=100%)

nachgestelltes B, M B=unabgedeckte Halde Bischofferode, M=Überleitungen aus Menteroda

mit der Kennzeichnung 'Szenarios 1*' alle Szenarien des hydrologisch trockenen Jahres angesprochen (111, 112, 112_B_M, 121, 122, 122_B_M).

Die wichtigsten Zielwerte bei der Durchführung dieser Szenarienanalyse waren die Einhaltung eines Konzentrationsgrenzwertes am Pegel Hachelbich von 2 g/l bzw. die Einhaltung der Stapelkapazitäten des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf. Für die nachfolgenden Untersuchungen wurden aber auch weitere Kennwerte aufgenommen:

- die Anzahl der Tage für den entsprechenden Simulationszeitraum, an denen eine Grenzwertüberschreitung beobachtet wurde,
- die Anzahl der Beckenüberläufe,
- das aktuelle Steuerziel $c_{Hb,max}$,
- die Anzahl der Überschreitungen des aktuellen Steuerzieles,
- der Füllstand im Becken (am Ende des jeweiligen Jahres),
- die erzielten Frachten in Hachelbich,
- die mittleren Konzentrationen,
- das 90.-Perzentil und
- die Standardabweichung.

Die komplexen Wechselwirkungen zwischen Steuerung, Füllstand des Laugenstapelbeckens und erzielte Konzentration an der Station Hachelbich sind als Ergebnis der Szenarienberechnungen in der Tabelle 5.17 zusammengefasst.

Zu keinem Zeitpunkt während der Szenarienrechnungen war es demnach zu einem Überlauf im Laugenstapelbecken selbst gekommen. Auch die Füllstände am Ende der jeweiligen Simulationen befanden sich in den unkritischen Bewirtschaftungsbereichen 2-3, so dass ein Überlauf auch bei Fortführung der Simulationen nicht zu erwarten gewesen wäre.

Die Anzahl der Tage mit beobachteter Grenzwertüberschreitung bezüglich des fest vorgegebenen Grenzwertes von 2 g/l schwankten in einem Bereich zwischen 12 und 79 Tagen innerhalb der einzelnen Jahreszeiträume. Die meisten kritischen Situationen (berechnete Konzentration am Bezugspegel Hachelbich > 2 g/l) traten in den Szenarien 1*, also im trockenen Jahr, auf.

Da sich die Zuspisungsmengen in den Vorfluter nach dem aktuellen Steuerziel richteten, war die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen dieses Steuerparameters erwartungsgemäß höher als die Überschreitungen des festen Grenzwertes von 2 g/l. Bei maximal 365 (bzw. 366) möglichen Überschreitungen innerhalb eines Jahres, lässt sich aus den Zahlen, die in einem Bereich zwischen 57 und 200 schwankten, ableiten, dass das Steuerziel nahezu gleich häufig über- wie unterschritten wurde. Somit erscheint die dynamische Anpassung mit einer entsprechenden Auslastung des Steuerzieles als geeignet, um den Abstoß in die Vorflut auszugleichen.

Tab. 5.17: Ergebnisse der Szenarienberechnungen im Überblick.

Sz-Nr	LSB Wipperfurth				Hachelbich				
	Anz. BÜ	SZ	Anz.ÜSZ	FS	Anz. GWÜ	Fr	mKonz	90.-P	STD
1)	2)	3) [g/l]	4)	5) [m ³]	6)	7) [kg/s]	8) [g/l]	9) [g/l]	10) [g/l]
001	0	1,08	57	37292	17	2,80	0,70	1,49	0,43
111	0	1,20	174	37399	38	2,00	1,23	2,09	0,59
112	0	1,20	137	37367	17	1,75	1,07	1,67	0,48
112_B_M	0	1,33	126	58178	38	2,15	1,31	2,07	0,53
121	0	1,54	188	69162	65	2,43	1,48	2,30	0,56
122	0	1,30	129	53536	18	2,05	1,25	1,79	0,43
122_B_M	0	1,90	140	179680	79	2,53	1,54	2,23	0,51
211	0	1,13	81	46253	12	2,85	0,75	1,57	0,54
212	0	1,10	70	46253	12	2,56	0,67	1,36	0,45
212_B_M	0	1,30	77	63938	12	3,26	0,86	1,56	0,49
221	0	1,30	106	78372	13	3,63	0,96	1,65	0,54
222	0	1,22	84	63938	12	3,19	0,84	1,44	0,46
222_B_M	0	1,52	109	133720	13	4,22	1,11	1,64	0,48
311	0	1,20	172	48854	25	4,54	0,85	1,76	0,50
312	0	1,15	110	48854	18	4,25	0,80	1,64	0,47
312_B_M	0	1,55	104	91860	24	5,05	0,95	1,88	0,48
321	0	1,56	200	114925	28	5,57	1,05	1,96	0,50
322	0	1,44	156	91860	21	5,15	0,97	1,85	0,47
322_B_M	0	1,80	151	205458	41	6,29	1,18	2,06	0,49

- 1) Szenario Nummer
- 2) Anzahl der Beckenüberläufe
- 3) Steuerziel $c_{Hb,max}$ (am Ende des Jahres)
- 4) Anzahl der Überschreitungen des aktuellen Steuerzieles
- 5) Füllstand im Becken (am Ende des Jahres)
- 6) Anzahl der Grenzwertüberschreitungen
- 7) Frachten in Hachelbich
- 8) mittlere Konzentration
- 9) 90.-Perzentil
- 10) Standardabweichung

Wie zu vermuten, waren im trockenen Jahr (Szenarien 1*) die mittleren Konzentrationen und damit auch das 90.-Perzentil im Vergleich mit den entsprechend anderen Simulationen der übrigen Zustände am höchsten. Dies zog auch eine häufigere Überschreitung der Grenzwertkonzentration von 2 g/l nach sich (Ausnahme Szenario 122 im Vergleich mit Szenario 322). Die höchsten mittleren Konzentrationen in Bezug auf die drei unterschiedlichen hydrologischen Zustände wurden jeweils in den Szenarien *22-B-M ermittelt, da hier das Frachtaufkommen im Stapelbecken am höchsten war.

Das Ende des Spülversatzes zog in allen Varianten eine Erhöhung der Konzentrationswerte nach sich (Szenarien *2*), da hierdurch ebenfalls die Zulaufmenge zum Laugenstapelbecken erhöht wurde.

Deutlich abzulesen war auch der Effekt der Haldenabdichtungen. Hier zeigte sich, dass durchweg alle Szenarien innerhalb der hydrologischen Kategorien mit der Kennzeichnung *1 höhere Konzentrationswerte aufwiesen als Szenarien der entsprechenden Kategorie *2. Dies galt nicht im Vergleich mit den Szenarien *2_B_M, da sich hierin deutlich die Effekte einer angenommen Überleitung aus dem Stapelbecken Menteroda und die unabgedeckte Halde in Bischofferode widerspiegelten.

Eine anschauliche Darstellung der Entwicklung der mittleren Konzentrationen bei den unterschiedlichen Grundvoraussetzungen zeigt die Abbildung 5.23.

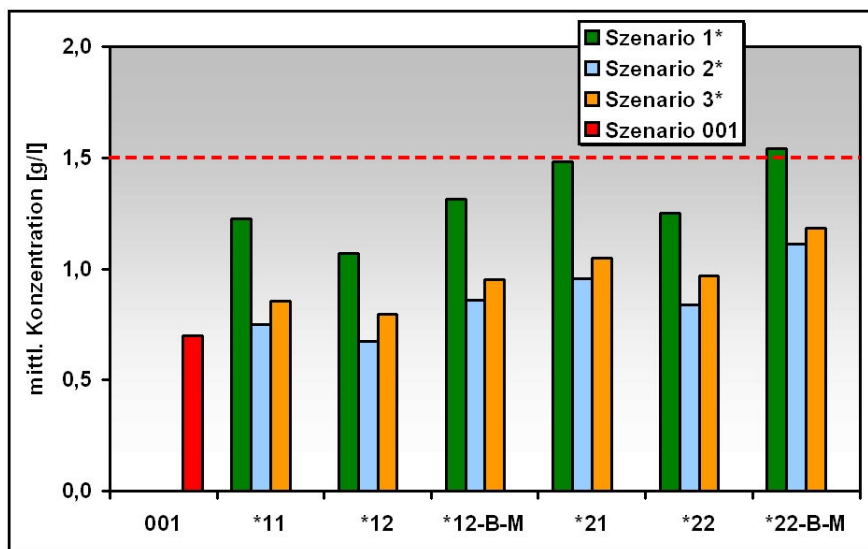


Abb. 5.23: Mittlere Konzentrationen in Hachelbich bei Anwendung der verschiedenen Szenarien (Beschreibung s. Text).

Eingezeichnet ist hier auch die Marke für einen möglichen Grenzwert bei 1,5 g/l (gestrichelte Linie). Demnach könnte dieser Grenzwert fast durchweg einzuhalten sein, geht man von der Betrachtung einer mittleren Jahreskonzentration aus. Lediglich die ungünstigen Konstellationen mit geringem Durchfluss und hohem Frachtaufkommen im Laugenstapelbecken Wipperfurth (Szenarien 121 und 122_B_M) zeigten, dass eine Anpassung der obersten Grenzwertkonzentration auf 1,5 g/l in diesen Situationen nur schwer einzuhalten wäre (Mittelwerte der Cl-Konzentration im Szenario 121: 1,48 g/l; im Szenario 122_B_M: 1,54 g/l). Im hydrologisch feuchten Beispieljahr mit hohem Durchfluss wirkten sich die Eintragsbedingungen mit ebenfalls hohen Anteilen an gefasster Lauge (Szenarien 321 und 322_B_M) nicht so stark negativ aus, da das gesamte Abflussvolumen für eine ausreichende, verdünnende Wirkung sorgte.

Die Standardabweichungen der einzelnen Szenarien lagen alle in einem vergleichbaren Bereich, so dass die Auswirkungen der Steuerungen in allen Szenarien zu einer ähnlichen Vergleichmäßigung führte.

Die Entwicklung des aktuellen Steuerparameters wies bei den verschiedenen Szenarien generell abnehmende Tendenzen auf. Bei mittleren hydrologischen Verhältnissen fiel die Anpassung des Steuerzieles am deutlichsten aus, so dass in diesem Zustand mit Werten < 1,52 g/l zu rechnen war.

Bei den Frachten am Auslasspegel in Hachelbich war ein stetig ansteigender Trend des Frachtaufkommens zu erkennen, ausgehend vom trockenen Jahr bis hin zum hydrologisch feuchten Jahr. Dies korrespondierte nicht mit den Beobachtungen der mittleren Konzentration (s.o.), was aber natürlich auch im Zusammenhang mit den Durchflüssen zu betrachten (s. Tab.5.18) ist. Höhere Durchflüsse (Szenarien 1*: gemessen 2,10 m³/s, berechnet 1,64 m³/s; Szenarien 3*: gemessen 6,06 m³/s, berechnet 5,32 m³/s) bewirkten einen stärkeren Verdünnungseffekt. Somit wurde zwar ein erhöhtes Frachtaufkommen aufgrund eines größeren Volumens der gefassten Haldenlauge registriert, dies ließ aber die Konzentration nicht in gleichem Maße ansteigen, da auch höhere Niederschläge und daraus bedingte Durchflüsse zu verzeichnen waren.

Tab. 5.18: Mittlerer gemessener bzw. berechneter Durchfluss in den betrachteten Jahren der Szenarienanalysen.

Jahr	Szenario	Durchfluss [m ³ /s]	
		gemessen	berechnet
2002	0	4,86	4,01
1996	1*	2,10	1,64
1983	2*	3,32	3,80
1987	3*	6,06	5,32

5.6.3 Ergebnisse von Langzeitszenarien

Bei den nachstehenden Berechnungen wurde untersucht, inwieweit das vorgestellte Konzept auch langfristigen Simulationszeiträumen standhält, bzw. ob sich die Festlegung auf einen niedrigeren Grenzwert als 2 g/l in Hachelbich realisieren lassen könnte, ohne die Grenzen der Stapelkapazitäten zu übertreffen. Dazu wurden zwei Langzeitszenarien für den gesamten Zeitraum von 1992-2003 gerechnet.

1. Zunächst wurden alle Einspeisemengen und Eintragspfade so beibehalten wie auch bei den Simulationen in Kapitel 5.5, jedoch mit einem fest vorgegebenen Grenzwert in Hachelbich von 1,5 g/l.
2. Als zweites Szenario wurden die Mengen an Haldenlauge, die bisher zum Spülversatz herangezogen wurden, ebenfalls über die beiden Stapelbecken in Wipperdorf und Sondershausen abgegeben, wobei das Becken Sondershausen nur durch die Lauge der Halde an diesem Standort gespeist wurde. Diese zusätzlichen Mengen, die als Monats- bzw. Jahreswerte zur Verfügung standen, wurden gleichmäßig als Tageswerte den entsprechenden Becken zugeführt. Die Jahresmengen an gefasster Lauge, die zum Spülversatz an den Werksstandorten Bleicherode, Bischofferode und Sondershausen genutzt wurden, sind der Tabelle 5.19 zu entnehmen.
Die Überleitungen aus dem Werksstandort in Volkenroda/Menteroda wurden ebenfalls mitberücksichtigt, wobei von einem mittleren jährlichen Aufkommen von 150000 m^3 mit einer mittleren Konzentration von 125 g/l ausgegangen wurde.

Weitere Maßnahmen, wie bspw. eine zunehmende Abdichtung der Haldenkörper, wurden in diesen Szenarien nicht berücksichtigt.

Die möglichen Konzentrationsverläufe, die Entwicklung des aktuellen Steuerzieles für das Laugenstapelbecken und der Füllstand im Stapelbecken Wipperdorf dieser beiden Langzeitszenarien sind in der Abbildung 5.24 dargestellt.

Würde man also die gesamte Periode 1992-2003 unter Anwendung des vorgestellten Steuerungskonzeptes mit der Annahme eines fest vorgegebenen Grenzwertes von 1,5 g/l simulieren, so würde man zeitweise an die Grenzen der Stapelkapazitäten des Beckens in Wipperdorf stoßen. Dies ergaben die entsprechenden Testrechnungen (Abb. 5.24 oben).

Kritische Situationen mit einem Erreichen des Stauzieles von 745840 m^3 wurden während der Zeiträume von August bis Dezember im Jahr 1993 und von Oktober 1997 bis Oktober 1998 festgestellt. Für den erstgenannten Zeitraum hätte dies sogar Konzentrationen von bis zu 7 g/l in Hachelbich nach sich gezogen, da bei einem vollgestauten Becken nicht mehr regelkonform abgestoßen werden kann, um ein Überlaufen zu verhindern. Im zweiten Zeitraum verursachte dieser Umstand nur hin und wieder einige Konzentrationspitzen, da nur sporadisch die Stapelkapazitäten tatsächlich erreicht wurden. Das Jahr 1996 gestaltete sich nach wie vor problematisch aufgrund der geringen simulierten Durchflüsse.

Ab dem Jahr 1999 wurde die Grenzwertkonzentration von 1,5 g/l fast permanent eingehalten, wobei auch relativ ausgeglichene Konzentrationen zu beobachten waren. Eine schrittweise Reduzierung des aktuellen Steuerzieles ab 1999 resultierte in einem Endwert

Tab. 5.19: Jahreswerte der Spülversatzmengen an den Standorten in Bleicherode, Bischofferode und Sondershausen.

Jahr	Spülversatz [m^3]		
	Bleicherode	Bischofferode	Sollstedt
1992	0	0	0
1993	5500	0	0
1994	23030	0	0
1995	22280	0	0
1996	14030	0	0
1997	35870	0	11678
1998	23030	178207	33186
1999	55428	298416	19445
2000	88731	351080	17439
2001	60359	417143	20132
2002	67917	578058	34259
2003	67917	358010	34259

dieses Steuerparameters von 0,62 g/l. Ein Beckenüberlauf konnte jedoch zu keinem Zeitpunkt registriert werden.

Ein etwas anderes Verhalten zeigten die Berechnungen für das zweite Langzeitszenario (Abb. 5.24 unten). Hierbei war der Anfall an Haldenlauge, die über die Stapelbecken abzuleiten war, größer, so dass der Grenzwert von 2 g/l beibehalten wurde. Speicherhöchststände wurden nur im Januar 1998 erreicht, mit leichten Auswirkungen auf die Konzentrationsentwicklung in Hachelbich. Die übrigen Konzentrationsmaxima innerhalb der gesamten Untersuchungsperiode waren auf die hohe geogene Belastung in Kombination mit zu gering berechneten Durchflüssen zurückzuführen. Im Gegensatz zur vorhergehenden Simulation wurden aber auch am Ende des Untersuchungszeitraumes (ab Ende 2002) die Stapelkapazitäten im Becken Wipperdorf fast vollständig ausgeschöpft, da die Menge an Spülversatzlauge in diesen Jahren am höchsten war (vergl. auch Tab. 5.19) und somit zusätzlich über das Laugenstapelbecken abgegeben werden musste. Die berechneten Konzentrationen in Hachelbich schwankten ab dem Jahr 1995 um das Niveau der rot markierten Linie, welche eine Konzentration von 1,5 g/l repräsentiert, und lagen zum Ende der Simulationsperiode meist unterhalb dieser Marke. Das aktuelle Steuerziel lag am Ende konstant bei 1,45 g/l.

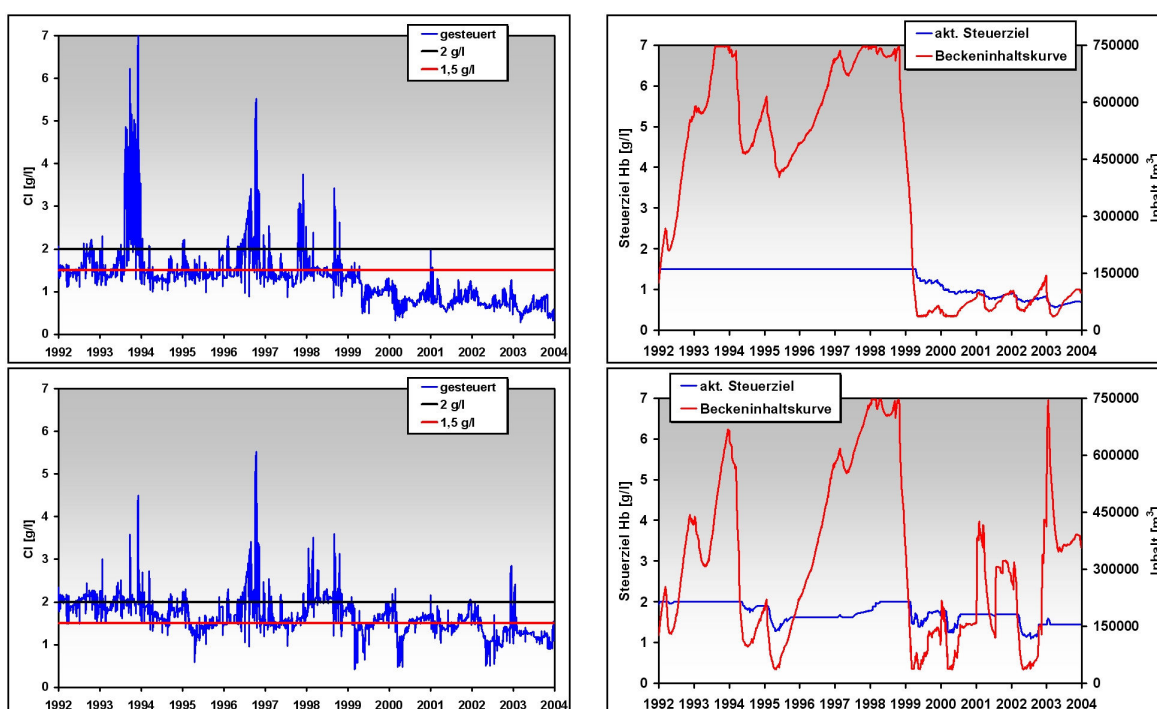


Abb. 5.24: Ergebnisse der Langzeitsimulationen mit reduziertem Grenzwert von 1,5 g/l (oben) und erhöhter Menge an Stapellaage durch Zuführung der Versatzlaage (unten); links: mögliche Konzentrationsganglinie in Hachelbich, rechts: Entwicklung des aktuellen Steuerzieles und Füllstand im Laugenstapelbecken.

5.6.4 Diskussion der Ergebnisse der Szenariensimulationen

Wie die oben ausgeführten Ergebnisse der Szenariensimulationen zeigen, kann man mit dem vorgestellten Konzept zur Steuerung des Laugenstapelbeckens in Wipperfording einen wesentlichen Beitrag zur Vergleichmäßigung der Konzentration in Hachelbich leisten. Die Stapelkapazitäten sind ausreichend, auch für zukünftig zu erwartende Salzlauge die angestrebten Managementmaßnahmen durchzuführen.

Langfristig gesehen, ließe sich auch über eine Herabsetzung der festgesetzten Grenzwertkonzentration von derzeit 2 g/l auf bspw. 1,5 g/l diskutieren, da, wie in Abbildung 5.23 zu sehen, die mittleren Konzentrationen nur bei ungünstigen hydrologischen Situationen den möglichen Grenzwert von 1,5 g/l leicht überschritten. Hierbei muss zudem noch beachtet werden, dass der Abfluss für das Jahr 1996 (also für das trockene Jahr) im Mittel unterschritten wurde (s. Tab. 5.18), so dass sich die mittleren Konzentrationen für diesen hydrologischen Zustand bei korrekt berechnetem Durchfluss noch zu geringeren Werten verschieben und somit auch unter ein mittleres Niveau von 1,5 g/l fallen würden.

Auch aus der Tatsache heraus, dass die Entwicklung des aktuellen Steuerparameters generell bei allen durchgeführten Szenarien abnehmende Tendenzen aufwies, macht eine Herabsenkung der Grenzwertkonzentration diskutabel. Dies gilt sowohl für die Anwendung des Szenarienkataloges wie auch für die Untersuchungen zu den Langzeitstudien. Die Langzeitsimulationen belegen diese Aussage sehr deutlich, da die Bedingungen der letzten Simulationsjahre ein Einpendeln des Konzentrationsniveaus auf ca. 1,5 g/l vermuten lassen, einhergehend mit einer Verringerung des Steuerzieles auf 1,45 g/l (s. Ergebnisse der 2. Langzeitstudie). Lediglich bei den ungünstigen Szenarien-Konstellationen mit einem erhöhten Stapelvolumen im Laugenstapelbecken Wipperfording wäre eine Anpassung der obersten Grenzwertkonzentration auf beispielsweise 1,5 g/l mit gewissen Risiken behaftet.

Die angesprochenen Haldensanierungsmaßnahmen wirkten sich direkt positiv auf die Entwicklung der Konzentration in Hachelbich aus, so dass eine Fortführung dieses Sanierungskonzeptes für alle Haldenkörper anzuraten wäre. Mit einem deutlich verringertem Frachtaufkommen ist aber in absehbarer Zeit sicherlich nicht zu rechnen, da sich der Einfluss der Halden noch über Jahrzehnte hinweg bemerkbar machen dürfte. Dies macht eine Diskussion über die hier angestrebten Ziele hinaus überflüssig.

Kapitel 6

Zusammenfassung und Ausblick

Die folgende Zusammenfassung diskutiert die Ergebnisse der genesteten Wasserhaushaltsuntersuchungen sowie der gekoppelten Durchfluss- und Stofftransportmodellierung auf den unterschiedlichen räumlichen Untersuchungsebenen unter Berücksichtigung der skalenspezifischen Gebietsausprägungen. Daran anschließend werden die Simulationsergebnisse des neu konzipierten Salzlaststeuerungsmoduls diskutiert und hinsichtlich der Verwertbarkeit als prognosetaugliches Managementinstrument bewertet. Die Szenarienberechnungen unter Anwendung des vorgestellten Steuerungskonzeptes liefern mögliche Handlungsoptionen für die verantwortlichen Akteure vor Ort und untersuchen die Umsetzbarkeit evtl. vorzunehmender Grenzwertanpassungen für den Bezugspegel Hachelbich. Abschließend wird ein Ausblick über den verbleibenden Bedarf an weiteren Forschungsaktivitäten aufgezeigt.

6.1 Wasserhaushaltsuntersuchungen und Durchflusssimulationen

Die Komplexität der den Wasser- und Stoffhaushalt von Landschaftsräumen und Flussgebieten bestimmenden Prozesse und ihrer Verflechtungsbeziehungen untereinander sind sehr vielfältig. Auch der damit einhergehende Aufwand bei der prozessadäquaten Modellierung ist beachtlich. Für die Untersuchungen zum Stofftransport im Fließgewässer und die Anwendung des neu konzipierten Salzlaststeuerungsmoduls sind zunächst primär die elementaren hydrologischen vertikalen Prozesse und die lateralen Abflüsse und deren flächendeckende Simulation von Bedeutung.

Wasserhaushaltsmodellierung

Um den Wasserhaushalt eines Flussgebietes in seiner Vielfalt und Dynamik beschreiben zu können, bedarf es einer der zeitlichen und räumlichen Skala angemessenen Herangehensweise. Es war daher unabdingbar, eine der Problemstellung, den hydrologischen Bedingungen und der Dimension des Untersuchungsraumes (örtlich und zeitlich) adäquate Diskretisierung zu wählen.

Wasserhaushaltsberechnungen auf Elementarflächenbasis stellen die im Rahmen des gewählten Modellierungsansatzes genaueste Approximation an die Realität dar, da diese Flächenuntergliederung der tatsächlich vorhandenen Flächendifferenzierung des Untersuchungsgebietes am Besten entspricht. Diese Berechnungsweise konnte auf das Fokusgebiet übertragen werden und lieferte somit sehr flächendetaillierte Informationen zum Wasserhaushalt dieser Ebene. Der modulare Aufbau von ArcEGMO erlaubte jedoch auch die Kombination unterschiedlich detaillierter und strukturierter Teilprozessmodelle, so dass die erforderlichen räumlichen Aggregationen zu Hydrotopen und somit zu Teileinzugsgebietsstrukturen für die Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten auf Gesamtgebietsebene ohne modelltechnische Probleme vollzogen werden konnten.

Für die detaillierten Untersuchungen im Raum 2 (Fokusgebiet) wurde innerhalb der Rahmenstruktur von ArcEGMO das Abflussbildungsmodul PSCN eingesetzt und ermöglichte so die quantitative Analyse der Abflussbildung und Wasserhaushaltsdynamik. Das Einzugsgebiet der Unstrut bzw. ihrer Nebenflüsse war in den letzten Jahren immer wieder Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen, wobei die Wasserhaushaltsuntersuchungen wesentlicher Bestandteil der relevanten Forschungsergebnisse waren. Ein Vergleich der in dieser Arbeit berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit den Angaben der Literaturwerte zeigte eine recht gute Übereinstimmung der erzielten Ergebnisse.

Leichte Diskrepanzen zu den Vergleichswerten des Gesamtgebietes konnten nur bezüglich der potentiellen Evapotranspiration und damit einhergehend der klimatischen Wasserbilanz festgestellt werden. Die Ursachen hierfür lagen zum einen in der unterschiedlichen Wahl der monatlichen Korrekturfaktoren für das Turc/Ivanov-Verfahren, zum anderen aber auch in der unterschiedlichen räumlichen Diskretisierung der beiden Untersuchungsräume, so dass die Dominanz einzelner Prozesse im Wasserhaushaltsgeschehen unterschiedlich stark ausgeprägt war.

Die flächendifferenzierte Darstellung der Wasserhaushaltskomponenten im Anhang dieser Arbeit wies starke Korrelationen zu den Karten der zugrunde liegenden Landnutzung sowie der sonstigen Gebietseigenschaften auf. So ließen sich zahlreiche Feinstrukturen auf die unterschiedliche Landnutzung zurückführen, was die korrekte Abbildung und Sensitivität der vorherrschenden Prozesse innerhalb verschiedener hydrologischer Landschaftseinheiten nur unterstreicht.

Die hier erzielten Ergebnisse zum Wasserhaushalt stellten eine wichtige Grundlage zur Simulation des Durchflusses und der Stofftransportprozesse im Gerinne dar, waren aber nicht zentraler Kernpunkt dieser Studie, so dass tiefergreifende Untersuchungen außerhalb der flächendifferenzierten Darstellung hier nicht aufgezeigt wurden. Dennoch kann zusammenfassend festgehalten werden, dass das Ziel der Entwicklung eines Flussgebietsmodells, welches die Prozesse der oberirdischen und unterirdischen Abflussbildung sowie deren Wechselbeziehungen in ihrer skalenspezifischen Gebietsausprägung hinreichend genau abbildet, erreicht werden konnte. Dies gilt sowohl für die Fokusebene wie auch für das Gesamtgebiet.

Durchflussmodellierung

Als ein wesentlicher Bestandteil der Modellierung des Stoffhaushaltes der Fließgewässer gilt die Vorhersage der Durchflüsse im Längsschnitt der Gerinne. Hierzu kamen in dieser Arbeit ausschließlich hydrologische Modellansätze aufgrund der mesoskaligen Einzugsgebietsgröße in Frage. Neben dem in ArcEGMO bereits integrierten Ansatz nach Kalinin-Miljukov, bestehend aus einer Kombinationslösung aus der Kalinin-Miljukov-Arbeitsgleichung für hydraulisch vermessene Gewässerabschnitte und eines linearen Speicheransatzes für nicht beschriebene Teilabschnitte, wurde das Muskingum-Verfahren (ebenfalls eine Kombinationslösung nach voran beschriebenen Muster) implementiert.

Obwohl die Gütekriterien (Bestimmtheitsmaß und Nash-Sutcliffe Effizienz) beider Verfahren fast identische Werte aufwiesen, wurde das Kalinin-Miljukov-Verfahren für die weiteren Modellierungsarbeiten herangezogen, da die berechnete Abflussganglinie nach dem Muskingum-Ansatz einen stark alternierenden Verlauf annahm. Dies war auf die Missachtung der Stabilitätskriterien bei der gewählten zeitlichen Diskretisierung zurückzuführen.

Mit Bestimmtheitsmaßen von über 0,76 und Effizienzen von $> 0,75$ für den maßgebenden Pegel des Fokusgebietes in Hachelbich konnten mit Hilfe des gewählten Ansatzes gute Anpassungen sowohl für den Kalibrierungszeitraum (1992-2000) wie auch für den Validierungszeitraum (2001-2003) erzielt werden. Die grafische Auswertung der berechneten und gemessenen Ganglinie spiegelte die Dynamik gut wider, lediglich einige extreme Ereignisse konnten nicht nachgebildet werden, wie beispielsweise die HW-Situationen im Frühjahr 1994 und im Winter 2003 bzw. die NW-Periode im Frühjahr/Sommer des Jahres 1996. Dies belegten im Einzelnen auch die Auswertungen der gewässerkundlichen Hauptzahlen, da diese bei den Extremwerten NNQ und HHQ teils über teils unterschritten wurden. Diese Abweichungen hatten auch Auswirkungen auf den Stofftransport, wie im nächsten Unterkapitel noch näher beschrieben wird. Die für diese Studien jedoch vornehmlich interessierende mittlere Bilanz war bei allen betrachteten Pegeln im Fokusgebiet sehr ausgeglichen.

Für den Gesamttraum konnten ebenso gute Ergebnisse erzielt werden (für den Auslasspegel Oldisleben wurden die Bestimmtheitsmaße mit $> 0,82$ und die Effizienzen mit $> 0,77$ bestimmt), auch wenn einige Teileinzugsgebiete wie das zum Pegel Erfurt-Möbisburg zugehörige (Einzugsgebiet der Gera) mit Bilanzproblemen behaftet waren ($\Delta Q > 21\%$). Dies konnte jedoch zum Teil auf die mangelhafte Datenbasis vor allem bzgl. der Grundwasserflurabstände zurückgeführt werden. Zudem konnten die nicht zu vernachlässigenden Speicheranlagen (Talsperren, Versorgungsbecken, etc.) im Thüringer Wald keine Berücksichtigung finden. Auch natürlich bedingte Störungen (Verkarstungen etc.) trugen innerhalb dieses Teileinzugsgebietes zur Überschätzung der Gesamtbilanz bei, konnten jedoch aufgrund fehlender Eingangsdaten modelltechnisch nicht abgebildet werden.

Die hier erzielten Ergebnisse unterstreichen also die Wahl von hydrologischen Modellansätzen zur Durchflussmodellierung im Fließgewässer auf der Mesoskala, so dass eine dem Maßstab angemessene physikalische Beschreibung des Wellenablaufes gefunden werden konnte.

6.2 Stofftransportmodellierung als Voraussetzung für die Salzlaststeuerung

Der Eintrag von Stoffen in die Fließgewässer ist im Wesentlichen an die in einem Flusseinzugsgebiet über die verschiedenen Abflusskomponenten zum Abfluss kommenden Wassermengen gebunden. Ausnahmen sind speziell in diesem Untersuchungsgebiet die Einträge der ehemals ansässigen Kaliindustrie im Südharz-Kalirevier.

Während der bis zu 100-jährigen Kaliförderung und -verarbeitung in Nordthüringen sind die kleinen Vorfluter Wipper und Bode ständig für die Ableitung der salzhaltigen Produktionsabwässer genutzt worden. Durch die 1990 begonnene Stilllegung der Kaliwerke Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt, Sondershausen und Volkenroda haben sich die Salzeintragsbedingungen grundlegend geändert.

Quellen der anthropogen eingeleiteten Salzfracht sind aber weiterhin die Rückstandshalden der stillgelegten Kaliwerke. Durch die von Niederschlägen entstehenden salzhaltigen Haldenwässer gelangt ein Teil ungesteuert über die oberflächennahen Ausbreitungsvorgänge direkt in die Vorfluter (ca. 31 % der insgesamt gemessenen Fracht von 1992-2003), ein anderer Teil wird über die Speichereinrichtungen (Laugensammelbecken, Stapeltanks) gefasst und gezielt abgestoßen (Anteil insgesamt für die Periode 1992-2003 ca. 33 %).

Der größte Unsicherheitsfaktor bei der gezielten Einleitung von Chlorid in die Wipper wird durch den ungesteuerten Zutritt der nichtfassbaren Salzlösungen aber auch durch die geogene Belastung (Anteil der Belastungen durch geogene Störungszonen und geogene Hintergrundkonzentration ca. 31 %) verursacht. Ein weiterer ungesteuerter Frachteintrag in die Wipper ist durch Undichtigkeiten des Laugenstapelbeckens in Wipperdorf bedingt (ca. 5 %) und muss ebenfalls bei der Stofftransportmodellierung mitberücksichtigt werden.

Mit den Angaben sowohl zum gesteuerten Zulauf als auch zum ungesteuerten Eintritt ließen sich für den betrachteten Zeitraum insgesamt ca. 95 % der tatsächlich gemessenen Cl-Fracht in Hachelbich erklären und für die Modellierung einsetzen.

Stofftransportmodellierung

Die eingehenden hydrologischen Untersuchungen sowohl im Fokusgebiet als auch im Gesamtuntersuchungsgebiet dienten als Grundlage für die Stofftransportmodellierung. Bei diesen Untersuchungen standen die Ergebnisse für den Raum 2 im Vordergrund, da aufgrund fehlender Datengrundlagen bezüglich des Chlorideintrages eine detaillierte Betrachtung der Stofftransportprozesse im Raum 1 nicht möglich war.

Messwerte zur Chloridbestimmung in der Unstrut (Raum 1) standen lediglich in unregelmäßigen Abständen als Terminmessungen ab dem Jahr 1995 an fünf ausgewählten Stationen (Bollstedt, Schwerstedt, Thamsbrück, Straußfurt und Oldisleben) zur Verfügung. Mit Hilfe der Eintragsmengen im Raum 2 war es also nur möglich, quantitative Aussagen über die Auswirkungen dieser Zutritte auf den Auslasspegel Oldisleben abzuschätzen.

Aber auch im Fokusgebiet standen teilweise nur monatliche Zeitreihen, basierend auf Abschätzungen aus Messdaten, für den Stoffeintrag zur Verfügung, so dass die tägliche

Dynamik im Einzelnen nicht immer treffend abgebildet werden konnte.

Bei den Berechnungen zum Stofftransport im Gerinne wurden zunächst die drei unterschiedlichen und für das Modellsystem ArcEGMO neu implementierten Ansätze (analytische Lösung, ADZ-Modell, linearer Speicheransatz) für den Raum 2 parametrisiert und an den Ergebnissen der Messstation in Hachelbich eingehend miteinander verglichen. Es zeigte sich anhand der Wiederfindungsraten der Chloridmenge (analytischer Ansatz: > 64 %; ADZ-Modell: > 97 %; linearer Speicheransatz: > 94 %) und der grafischen Auswertung, dass das lineare Speicherkonzept und das ADZ-Modell ähnlich gute Ergebnisse lieferten. Somit wurde im Weiteren das lineare Speicherkonzept verwendet, um auch die Chloridfrachten näher zu analysieren.

Wie bereits erwähnt, wurden die Durchflüsse in einigen Jahren nur mäßig gut wiedergegeben. Dies wirkte sich ebenfalls negativ auf die Konzentrationsberechnungen aus. Wie stark die Konzentrationsbestimmungen durch die Durchflussberechnungen beeinträchtigt wurden, zeigte sich am deutlichsten bei den Simulationsergebnissen aus dem Jahr 1996.

In diesem Zeitraum wurden die Durchflüsse stark unterschätzt, was eine deutliche Überschätzung der Konzentrationen nach sich zog. Die Chloridfracht hingegen wurde für das Jahr 1996 in ihrer Dynamik und Höhe aber fast am besten getroffen.

Der starke Einfluss der Durchflusscharakteristik konnte auch an einer weiteren Detailbetrachtung für das Jahr 1996 manifestiert werden. Da beim ELS-Ansatz zur Stofftransportmodellierung die Stoffmenge an sich betrachtet wird, kann man die Konzentrationsganglinie auch aus den berechneten Frachten und dem gemessenen Durchfluss bestimmen. Ein solcher hypothetischer Konzentrationsverlauf wurde für das Jahr 1996 exemplarisch aufgezeichnet und mit der tatsächlich berechneten bzw. gemessenen Ganglinie verglichen. Die hypothetische Cl-Konzentration lieferte unter den genannten Voraussetzungen einen sehr guten Abgleich mit der tatsächlich in Hachelbich gemessenen Konzentration.

Hierin zeigte sich also sehr deutlich der enge Zusammenhang zwischen der Konzentrationsberechnung und der Durchflusssimulation, so dass neben der für die Modellierung ungenügenden Datenbasis bezüglich des Chlorideintrages auch das Abflussgeschehen im Gerinne als Ursache für nicht korrekt berechnete Chloridkonzentrationen angesehen werden musste.

Salzlaststeuerung in der Wipper und Szenarienberechnung

Nach erfolgreicher Validierung der Teilmodelle zum Stofftransport im Gerinne wurde darauf aufbauend versucht, programmtechnisch gezielte Chloridabgaben in die Vorflut abzustößen und die daraus resultierenden Konzentrationen in Hachelbich abzuschätzen. Aufgrund der geringen Stapelkapazitäten des Beckens in Sondershausen wurde nur für das Laugenstapelbecken Wipperdorf ein neuartiges Steuerungskonzept erarbeitet.

Die bisherige Steuerung in Wipperdorf erfolgt nach dem computergestützten Modell *Salzlaststeuerung Wipper*. Dieses leitet aus den kontinuierlich erfassten Daten der Vorfluter- und Abstoßkontrolle die vorhandenen Lasteinträge unter Berücksichtigung der zwischen den Kontrollpegeln Wipperdorf und Hachelbich herrschenden Fließzeiten ab, so dass auf eine mögliche Last-Zusteuerng aus dem Laugenstapelbecken Wipperdorf geschlossen wer-

den kann. Dieses Konzept wurde grundlegend verändert. Zunächst wird zwar ebenso die aktuelle Situation in Wipperforsch (vor dem Laugenstapelbecken) erfasst, wobei der berechnete Durchfluss und die berechnete Chloridkonzentration als Ausgangsbetrachtung dienen, jedoch wird für die zu berechnende Zusteuerung aus dem Becken Wipperforsch auf die bestehenden, näherungsweise linearen Zusammenhänge zwischen den Wasserführungen in Wipperforsch und Hachelbich ($Q_{Wd} - Q_{Hb}$) sowie der entsprechenden Chloridfrachten ($m_{Wd} - m_{Hb,u}$) zurückgegriffen. Die potentielle Frachtzusteuerung kann somit nach Vorgabe eines Konzentrationssteuerzieles ($c_{Hb,max}$) für den Pegel Hachelbich eindeutig spezifiziert werden. Für die Einhaltung eines festgelegten Steuerzieles unter der Vorgabe der Vergleichmäßigung der Konzentration auf der Steuerstrecke werden Randbedingungen definiert, die es auf jeden Fall einzuhalten gilt (bspw. Beckenkapazität, Mindestfüllstand, Kapazität des Ableitungskanals). Die Vorgehensweise bei der Abstoßsteuerung ist zudem abhängig vom Füllstand im Becken. Dazu lässt sich das Stapelbecken generell in vier steuerbare Bereiche untergliedern. Innerhalb dieser Bewirtschaftungslamellen kann die Auslastung des Steuerzieles entsprechend des Beckenfüllstandes variiert werden, um ein Beckenüberlauf bzw. ein Leerlaufen zu verhindern.

Als Voraussetzung für eine gezielte Steuerung mussten die Zulaufmengen zum Stapelbecken, also sowohl die eintreffende Chloridfracht als auch das gesamte Pumpvolumen, für das Modell zur Verfügung gestellt werden, um die eingespeisten Mengen auch wieder gezielt abstoßen zu können. Dabei wurden die ungesteuerten Frachten des Stapelbeckens durch die Ableitung über die Drainage (Beckenverluste) nicht berücksichtigt, d.h. eine vollständige Abdichtung des Beckens wurde vorausgesetzt.

Während der langjährige Mittelwert der gemessenen Reihe (1992-2003) von 1,30 g/l bei diesen Untersuchungen unter Anwendung der Steuerung auf nahezu konstantem Niveau von 1,20 g/l verharrte (Abweichung nur aufgrund geringerer Eintragsmengen ins Modell: ca. 95 %; s.o.), konnte die Schwankungsbreite insgesamt gesehen deutlich verringert werden. Ausnahme bildete hier das hydrologisch schwer abzubildende Jahr 1996 zusammen mit einigen anderen Konzentrationsspitzen, meist hervorgerufen durch eine ungenügende zeitliche Auflösung der Chlorideinleitungsbedingungen.

Die Standardabweichung verringerte sich von 0,67 g/l auf 0,58 g/l. Die 90.-Perzentil-Werte fielen bei der Anwendung der Steuerung von 2,35 g/l auf 2,00 g/l. Dies bedeutete aber immer noch eine Einstufung nach der LAWA-Güteklassifizierung in ein sehr stark belastetes Gewässer und somit der Klasse IV zugehörig.

Die Überschreitungshäufigkeiten bezüglich eines Grenzwertes von 2 g/l fielen während der Beobachtungsperiode bei Anwendung der Steuerung von 16,9 % auf 10,0 %, und auch die maximale Dauer einer solchen Periode konnte mit Hilfe der Steuerung deutlich verkürzt werden (von 93 Tage auf 29 Tage).

Der Füllstand im Becken war zu keinem Zeitpunkt innerhalb eines kritischen Bereiches, so dass während der gesamten Simulationsperiode mit den angegebenen Zulaufmengen für das Stapelbecken zu keinem Zeitpunkt die Gefahr eines Beckenüberlaufes bestand. Der neu eingeführte dynamische Steuerparameter hatte zum Ende der Simulationen einen Wert von 0,68 g/l angenommen.

Somit konnte auch das Ziel einer Qualifizierung der Salzlaststeuerung auf der Basis

einer physikalisch fundierten Modellierung erfolgreich abgeschlossen werden, da die Wirkungsweise des entwickelten Konzeptes eindeutig belegt wurde. Die Zusteuerungsfrachten passten sich an die Vorgaben des hydrologischen Regimes sehr gut an. Kritische Situationen bei der Frachtsteuerung traten bei einer Unterschätzung der Niedrigwasserverhältnisse durch das Modell auf. Dies führte dazu, dass die Zielvorgaben für den Pegel Hachelbich bezüglich der Chloridkonzentration teilweise stark überschritten wurden, was für die Ökologie der Fließgewässer als kritisch zu beurteilen ist.

Mit Hilfe dieses Steuerungsalgorithmus konnten desweiteren auch Szenarienberechnungen durchgeführt werden. Aufgrund des zukünftig zu erwartenden Anstieges der gefassten Haldenlauge kommt auch der Salzlaststeuerung im Flusssystem Wipper, also dem gezielten Abstoß aus dem genannten Becken, wieder eine größere Bedeutung zu. Um die Auswirkungen näher spezifizieren zu können, wurden Szenarienberechnungen unter der Prämisse der derzeitigen klimatischen Bedingungen durchgeführt. Damit ließen sich Aussagen darüber ableiten, inwiefern Einzelmaßnahmen an den Haldenstandorten selbst aber auch Bewirtschaftungsmaßnahmen am Stapelbecken zur Vergleichmäßigung und Verringerung der Chloridkonzentration beitragen können.

So spiegelte sich deutlich der Effekt der Haldensanierungsmaßnahmen wider. Die angesprochenen Abdichtungsmaßnahmen wirkten sich direkt positiv auf die Entwicklung der Konzentration in Hachelbich aus, so dass eine Fortführung dieses Sanierungskonzeptes für alle Haldenkörper anzuraten wäre. Die mittleren Konzentrationen überschritten nur bei ungünstigen hydrologischen Situationen die Marke von 1,5 g/l. Somit kann langfristig gesehen auch über eine Herabsetzung der festgesetzten Grenzwertkonzentration von derzeit 2 g/l auf bspw. 1,5 g/l diskutiert werden.

Die Langzeitszenarien belegen diese Aussage ebenfalls sehr deutlich, da eine Angleichung des Konzentrationsniveaus auf ca. 1,5 g/l festzustellen war, einhergehend mit einer Verringerung des dynamischen Steuerzieles auf 1,45 g/l.

Es konnte nachgewiesen werden, dass die Stapelkapazitäten ausreichen, auch für die zukünftig zu erwartende Salzlauge die angestrebten Managementmaßnahmen durchzuführen.

6.3 Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf

Das Ziel der Entwicklung einer neuen Planungs- und Managementmethodik sowie der entsprechenden Tools, die den aktuellen Anforderungen der Wasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Unstrut bzw. ihrer relevanten Teileinzugsgebiete gerecht werden, konnte mit dieser Studie erfolgreich nachgewiesen werden. Auf der Grundlage des hier entwickelten Modells wurde insbesondere die Erweiterung und Verbesserung der bestehenden Steuerungsmöglichkeiten für die anthropogenen Einträge im Bereich des Salzbergbaus aufgezeigt.

Die hier vorgestellten Arbeiten und Untersuchungen haben ein gutes Verwertungspotential hinsichtlich einer ingenieurtechnischen Anwendung eines neuen und wissenschaftlich fundierten Steuerungskonzeptes zur Salzlaststeuerung im Wipper-Einzugsgebiet. Ausgeglichene Chloridkonzentrationen können dazu beitragen, die Lebensbedingungen für Flora und Fauna im Wippereinzugsgebiet, auch im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, zu verbessern.

Dennoch besteht Bedarf an weiterführenden Forschungsarbeiten die im Folgenden kurz skizziert werden sollen.

Einbettung einer detaillierten Grundwassermodellierung Das Gesamtziel des Forschungsverbund-Projektes *Flussgebietsmanagement Unstrut*, in welches sich auch diese Arbeiten eingliederten, war die Entwicklung eines Management-Tools, das zur Steuerung der anthropogenen Salzlast genutzt werden kann und auf der Kopplung eines hydrologischen Abflussmodells mit einem Grundwassermodell basiert. Dies konnte bei Fertigstellung dieser Arbeit noch nicht vollständig genutzt werden.

Eine Einbindung einer detaillierten Grundwassermodellierung würde jedoch den grundwasserbürtigen Zustrom zum Fließgewässer deutlich genauer spezifizieren, so dass auch damit einhergehende geogene Chlorideinträge flächendifferenziert aufgeschlüsselt werden könnten. Das Grundwassermodell kann auf der Basis von Verweilzeitmessungen und -modellierungen hinsichtlich der langen Verweilzeiten, wie sie für mesozoische Festgesteinsaquifere typisch sind, verifiziert werden, so dass hierbei die erzielten Ergebnisse aus dem genannten Projekt genutzt werden könnten.

Diese Informationen ließen sich auch dazu nutzen, den ungesteuerten Zutritt auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich genauer zu prognostizieren, so dass die potentiellen Zusteuerungsfrachten aus dem Laugenstapelbecken besser abgeschätzt und im Modell verwendet werden könnten.

Integration eines Haldenmodells Derzeit werden die ungesteuerten Zutritte der Halden (technische Grundlast) lediglich als Punktquellen betrachtet, deren Einträge durch Angabe extern ermittelter bzw. gemessener Zeitreihen im Modell berücksichtigt werden. Die Abschätzung der aus den Haldenkörpern versickernden Laugenlösungen und deren diffuse Zutritte zum Vorfluter über hypodermische Ausbreitungsvorgänge ließe sich ebenfalls über entsprechende Modellannahmen ins gesamte Steuermodell übertragen. Der Abstrom ins Grundwasser und die lateralen Fließbewegungen in der gesättigten Bodenzone wären

dann wiederum durch ein detailliertes Grundwassermodell mit gekoppeltem Stofftransport (s.o.) zu realisieren. Dies ist vor allem auch für den operationellen Einsatz eine wichtige Komponente.

Einführung von Sicherheitsfaktoren bei Steuerung in Niedrigwasserperioden

Wie bereits in den Ausführungen bei der Auswertung des Steuerkonzeptes diskutiert, treten kritische Situationen bzgl. der Berechnung der Zusteuerungsfrachten häufig in Niedrigwasserperioden auf. Daher muss in diesen hydrologisch schwer abzubildenden Situationen über die Einführung eines Sicherheitsfaktors in Form eines Korrekturwertes für die berechnete Frachtzusteuerung nachgedacht werden und diesbezüglich weitere tiefgreifende Forschungsarbeit geleistet werden, um die Prozesszusammenhänge hierbei näher zu untersuchen. Hierdurch ließen sich auftretende Konzentrationsspitzen effektiv vermeiden.

Hydraulische Durchflussmodellierung zur Verbesserung des Transportverhaltens bei Extremsituationen

Wie die Ausführungen zur Durchflussmodellierung gezeigt haben, wurden extreme Abflusssituationen nicht immer exakt wiedergegeben. Zur Verbesserung der Abbildung dieser stark instationären Abflussprozesse ist eine hydrodynamische Modellierung, zumindest auf der Steuerstrecke zwischen Wipperfurth und Hachelbich, zu überprüfen. Dazu müssen natürlich die modelltechnischen Voraussetzungen geschaffen werden, was sowohl die Erweiterung der entsprechenden Konzepte im Modellierungssystem ArcEGMO anbelangt, als auch die notwendige Datengrundlage bzgl. der Gerinnegeometrien betrifft. Hierbei könnte auch die Ableitung morphologischer Gerinne-kennwerte unter Verwendung von empirischen Gewässerbett-Abfluss-Beziehungen oder entsprechender Gebietscharakteristika Anwendung finden, da sich die Datenbeschaffung bzw. -erhebung bei großen Einzugsgebieten auf der Mesoskala bekanntlich sehr schwierig gestaltet. Durch die genauere Untersuchung derartiger Durchflussprozesse, kann auch die Stofftransportmodellierung in Extremsituationen näher betrachtet werden, da kurzfristige Konzentrationsanstiege ein bedeutendes Problem vor allem für Fischpopulationen innerhalb der Fließgewässer darstellen.

Umsetzung der Modellkonzeption für den operationellen Einsatz Mit der Realisierung des in dieser Arbeit vorgestellten Management-Tools sind wichtige Grundvoraussetzungen für die Umsetzung in ein operationelles Modell geschaffen worden. Insbesondere auch die Einbindung des Gebietswasserhaushaltes gilt hierbei als sehr innovativ.

Dennoch sind für die Integration in das bestehende Salzlaststeuersystem der Wipperfurth weitere Arbeitsschritte notwendig, um ein funktionstüchtiges Vorhersage- bzw. Steuermodell aufzubauen. Neben den bereits aufgeführten weiteren Modellentwicklungen sind vor allem auch die technische Umsetzung der hier erarbeiteten Modellkonzepte und die Einbindung in das derzeitige Messsystem von entscheidender Bedeutung und eine ebenso große ingenieurtechnische Herausforderung.

Rolle der Landwirtschaft Die Rolle der landwirtschaftlichen Einträge blieb bei diesen Studien völlig unberücksichtigt, da hierzu keinerlei Angaben zur Verfügung standen. Kalidüngemittel (Bestandteil: Kaliumchlorid) sind aber in landwirtschaftlichen Betrieben durchaus im Einsatz, so dass ein Eintrag über diesen diffusen Pfad nicht auszuschließen ist. Da das Thüringer Becken intensivst unter landwirtschaftlicher Nutzung steht, muss ein mengenmäßiger Input überprüft werden. In diesem Zusammenhang sind dann auch Landnutzungsänderungen bei Fortschreiten eines Klimawandels zu analysieren und evtl. durch Klimaänderungsszenarien genauer zu bewerten.

Übertragung und Anwendung in weiteren Untersuchungsgebieten Die Anwendung des vorgestellten Konzeptes zur Stofftransportmodellierung in weiteren Testgebieten wäre sinnvoll. Die ausgewählten Modellkonzepte können hierbei konsolidiert bzw. gegebenenfalls auch präzisiert werden. Prinzipiell ist es dafür nicht notwendig, sich auf konservative Stoffe zu beschränken, da das Modul zur Stofftransportmodellierung bei der Implementierung allgemeingültig gehalten wurde. Eine Berücksichtigung einer Abbaurate erster Ordnung ist dabei möglich. Allerdings handelt es sich bei dem hier entwickelten Modell nicht um ein Gewässergütemodell, das zwischen verschiedenen Umsetzungspools unterscheidet. Eine diesbezügliche Erweiterung kann aber sicherlich aufgegriffen werden.

Literaturverzeichnis

Literaturverzeichnis

- Abbott M.B., Refsgaard J.C. (1996):** Distributed Hydrological Modelling; Water Science and Technology Library 22; Kluwer Academic Publishers.
- Adler M., Jakob A., Hanisch H., Leibundgut C., van Mazijk A., Spreafico M., Wiesner H. (1993):** Alarmmodell Rhein - Ein Modell für die operationelle Vorhersage des Transportes von Schadstoffen im Rhein; IKSR/KHR, Koblenz; 1-12 KHR.
- Aitken A.P. (1973):** Assessing systematic errors in rainfall-runoff models; Journal of Hydrology 20: 121-136.
- Allen M.A., Arnold J.G., Byars B.W. (1994):** Downstream channel geometry for use in planning-level models; Water Resources Bulletin 30: 663-667.
- Arcadis (2002):** Hochwasserfreilegung der Wipper im Stadtgebiet Sondershausen: Planfeststellung: Erläuterungsbericht; Selbstverlag, Erfurt (unveröffentlicht).
- ARGE Elbe (2001):** Wassergütedaten der Elbe - Zahlentafel 1999; Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe; Hamburg.
- ARGE Weser (1993):** Salz in Werra und Weser - Ursachen, Folgen, Abhilfe; DVWK-Mitteilungen 24; DVWK, Kassel.
- Aurada K.D. (1975):** Vorhersage des kurzfristigen natürlichen Salzeintrags in Fließgewässer; WWT 10: 341-345.
- Aurada K.D. (1992):** Auswirkungen der Salzabwässereinleitung und -deponien im Südharz- und Werra-Kalirevier auf die hydrochemischen Verhältnisse der Oberflächengewässer; Neue Bergbautechnik 22 (6): 203-212.
- Bauer L. (1952):** Hydrologie des Flußgebietes von Unstrut und Gera - Unter besonderer Berücksichtigung der Hochwassererscheinungen und der Einfluß von Kahlschlagflächen auf die Wasserführung; Universität Jena, Math.-Naturwiss. Fak.
- Becker A. (1975):** EGMO-Einzugsgebietsmodell zur Abflussberechnung, -vorhersage und -simulation; Wasserwirtschaft 25 (9): 316-322.

LITERATURVERZEICHNIS

- Becker A. (1983):** Grundlagen, Einzugsgebietsmodelle und Arbeitstechniken zur Berechnung von Durchflußmessreihen aus meteorologischen Größen; In: Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft 46; VEB Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Becker A. (2004):** Wasserhaushalt und Abflussprozesse; In Becker A., Lahmer W.: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung; Weißensee Verlag, Berlin, 1: 59-96; Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft.
- Becker A., Behrendt H. (1999):** Auswirkung der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes (Zwischenbericht); BMBF-Projekt.
- Becker A., Beckmann T., Hattermann F. (2000):** Wasserverfügbarkeit und Hochwasserabfluss (Elbe- und Odergebiet) in Abhängigkeit von Klima und Landnutzung und deren Änderungen; In Alcamo, J. et al.: Gemeinsamer Zwischenbericht des Forschungsverbundes 'Wasserverfügbarkeit/Hochwassermodellierung'; BMBF 2000.
- Becker A., Braun P. (1999a):** Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling; Journal of Hydrology 217: 239-252.
- Becker A., Klöcking B., Lahmer W., Pfützner B. (2002):** The Hydrological Modelling System ArcEgmo; In Singh V.P., Frevert D.K.: Mathematical models of large watershed hydrology; Water Resources Publication, Littleton/Colorado.
- Becker A., Lahmer W. (2004):** Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung; Band 1: Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft; Weißensee Verlag, Berlin.
- Becker A., Lahmer W., Müller-Wohlfeil D.I., Pfützner B. (1996):** Hydrologische Verhältnisse und Verfügbarkeit der Wasserressourcen; In Stock M., Toth F.: Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg; Bericht des PIK für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg 3-1-3-14, Potsdam.
- Becker A., Nemec J. (1987):** Macroscale hydrologic models on support to climate research; IAHS publication 168: 431-446.
- Becker A., Pfützner B. (1987):** EGMO-system approach and subroutines for river basin modeling; Acta Hydrophysica 31 (3/4): 125-141.
- Bernhofer C., Goldberg V., Franke J. (2003):** REKLI- Aufbau einer Klimadatenbank und Regionale Klimadiagnose für Thüringen; Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden, Dresden; <http://www.tlug-jena.de>.
- BMBF (1995):** Forschungskonzeption "Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)"; Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie Bonn.

- Bollrich G. (2000):** Technische Hydromechanik; 5. Auflage; Huss-Medien, Berlin.
- Bollrich G., Preißler G. (1992):** Technische Hydromechanik - Band 1: Grundlagen; 3. Auflage; Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Bosenius U. (1999):** Der geänderte Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik; In Geller W.: Flußeinzugsgebietsmanagement - Herausforderung an die Forschung; Umwelt-Forschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig-Halle, UFZ-Bericht 31/99.
- Bronstert A., Jaeger A., Güntner A., Hauschild M., Döll P., Krol M. (2000):** Integrated modelling of water availability and water use in the semi-arid Northeast of Brazil; Physics and Chemistry of the Earth 25 (3): 227-232.
- Bronstert A., Krysanova V., Schröder A., Becker A., Bork H.R. (1998):** Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in großen Einzugsgebieten; PIK-Report 43; Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam; PIK-Report 43.
- Bronstert A., Lahmer W., Krysanova V. (2003):** Klimaänderungen in Brandenburg und Folgen für den Wasserhaushalt; Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg.
- Bugmann H., Grote R., Lasch P., Lindner M., Suckow F. (1997):** A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning; In Mohren G.M.J., Kramer K.: Global change impacts on tree physiology and forest ecosystems; Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences 52: 255-261.
- Cunge J.A. (1968):** On the subject of a flood propagation computation method (Muskingum Method); Journal of Hydraulic Research 7 (2): 205-230.
- Dawes W., Hatton T. (1993):** TOPOG_IRM 1. Model Description, Technical Memorandum 93/5; CSIRO Division of Water Resources, Australia.
- DGFZ (2005):** Wasserhaushalt und saline Gewässerbelastung im Einzugsgebiet der Unstrut - Untersuchungen und Modellierungen; Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 2/2005; Hille Dresden (in Vorbereitung).
- Dooge J.C.I. (1973):** Linear theory of hydrologic systems; Technical Bull. 1468, US Department of Agriculture, Washington D.C.
- DVWK (1996):** Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen; DVWK, Bonn; 238.
- Dyck S. (1978):** Angewandte Hydrologie; Der Wasserhaushalt der Flussgebiete; 2. überarb. Auflage; VEB Verlag für Bauwesen, Berlin.

LITERATURVERZEICHNIS

- Dyck S., Peschke G. (1995):** Grundlagen der Hydrologie; 3-345-00586-7; Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Ercosplan (1997):** Konzeption für die Verwahrung des Bergwerkes Bischofferode durch Flutung; 4. Bewertung der geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse; Erfurter Consulting- und Planungsbüro GmbH, Erfurt.
- EU-WRRL (2000):** Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik; 2000/60/EG.
- Ewen J., Parkin G., O'Connell P.E. (2000):** SHETRAN: Distributed river basin flow and transport modeling system; Journal of Hydrologic Engineering 5 (3): 250-258.
- Fischer H.B., List E.J., Koh R.C.Y., Imberger J., Brooks N.H. (1979):** Mixing in inland and coastal waters; Academic Press, New York.
- Forschungsverbund Elbe-Ökologie (2005):** Elbe-Ökologie; <http://elise.bafg.de>.
- Gabriel B., Ziegler G., Jacobs H. (1986):** Das Festgesteinsmodell GEOFEMLAW als Grundlage für die neue Methodik der Grundwasserneubildungsberechnung im Festgestein; Wasserwirtschaft-Wassertechnik 36 (2): 33-36.
- Gaiser T., Krol M.S., Frischkorn H., Aranjó J.C. (2002):** Global change and regional impacts: Water availability and vulnerability of ecosystems and society in the semi-arid Northeast of Brazil; Margraf Verlag, Weikersheim.
- Gelhar L.W., Collins M.A. (1971):** General analysis of longitudinal dispersion in non-uniform flow; Water Resources Research 7 (6): 1511-1521.
- Gerstengabe F.-W., Werner P.C. (2005):** Simulationsergebnisse des regionalen Klimamodells STAR; In Wechsung F., Becker A., Gräfe P.: Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft; PIK-Report, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 95: 100-106.
- Green I.R.A., Stephenson D. (1986):** Criteria for comparison of single event models; Hydrological Sciences Journal 31 (3): 395-411.
- Griffioen P.S. (1989):** Alarmmodell für den Rhein; Delft Hydraulics, Delft; II-2.
- Gugla G. (1969):** Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden; Albrecht-Thaer-Archiv 13: 371-376.
- Gupta V., Sinclair P. (1976):** Time of concentration of overland flow; Journal of Hydraulics Division, ASCE 102 (HY 4).

- GVV (2001):** Übersicht über die Haldenabwässer 1992 bis 2001 aller sechs Haldenstandorte (Stand: 08.02.01) - Darstellung der jährlichen Mengen Haldenabwasser (Ableitung in Vorfluter, Grubenversatz, Diffuser Eintrag in Vorfluter), Schachtwasser, Niederschlag und der baulichen Aktivitäten an den sechs Halden.
- Harbaugh A. W., McDonald M. G. (1996):** User's documentation for MODFLOW-96, An update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model; U.S. Geological Survey Open-File Report 96-485.
- Hiekel W. (1994):** Die naturräumliche Gliederung Thüringens; Jena.
- Holtan H.N. (1961):** A concept for infiltration estimates in watershed engineering; Agr. Res. Service Pub.; U.S. Dept. Agr.: 41-51.
- Holzwarth F., Bosenius U. (2002):** Die Wasserrahmenrichtlinie im System des europäischen und deutschen Gewässerschutzes; In Keitz S., Schmalholz M.: Handbuch der Wasserrahmenrichtlinie - Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung; Erich-Schmidt-Verlag, Berlin: 27-48.
- Hoppe W. (1962):** Die Bedeutung der herzynischen Störungzonen für die Grundwasserführung des Thüringer Beckens; In: Geologie; Jena.
- Jolankai G. (1992):** Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake systems - A state-of-the-art report; Technical Documents in Hydrology; UNESCO, Paris; IHP-IV Project H-3-2.
- Jordan H., Weder H.J. (1995):** Hydrogeologie - Grundlagen und Methoden; Enke-Verlag, Stuttgart.
- Klöcking B., Hermes B., Gericke A., Petrow T., Erhard M. (2002):** Erstellung der digitalen Eingangsdaten für das Untersuchungsgebiet; In: Zwischenbericht zum BMBF-Projekt GLOWA-Elbe TP3 (Berichtszeitraum 1.5.2000-30.6.2002).
- Klöcking B., Lahmer W., Krysanova V. (2004a):** Großräumige zeit- und flächendifferenzierte Analysen des Wasserhaushaltes und des Abflusses nach Komponenten; In Becker A., Lahmer W.: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung; Weißensee Verlag, Berlin, Band1: Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft.
- Klöcking B., Sommer Th., Pfützner B. (2004):** Das Unstrutgebiet - Die Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes unter dem Einfluss des globalen Wandels; In Wechsung F., Becker A., Gräfe P.: Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet; PIK-Report, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 95.

LITERATURVERZEICHNIS

- Klößing B., Suckow F. (2003):** Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO; In Pfützner B.: Modelldokumentation ArcEGMO; ISBN 3-00-011190-5.
- Knauf D. (2003):** Title: WSP-ASS 3.0 & WSPR2002 - Dokumentation; Programm-Service-Wasserwirtschaft Knauf, Jungenheim.
- Koitzsch R. (1977):** Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Boden- und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtmodell; Zeitschrift für Meteorologie 27 (5): 302-306.
- Koitzsch R., Günther R. (1990):** Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs; Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 34 (12): 803-810.
- Krause P. (2001):** Das hydrologische Modellsystem J2000 - Beschreibung und Anwendung in großen Flussgebieten; Schriften des Forschungszentrums Jülich; Reihe Umwelt; 3-89336-283-5; Forschungszentrum Jülich.
- Krysanova V., Wechsung F. (2000):** SWIM (Soil an Water Integrated Model) - User Manual; PIK Report; Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam; 69.
- Kundzewicz Z.W., Budhakooncharoen S., Bronstert A., Hoff H., Lettenmaier D., Menzel L., Schulze R. (2001):** Floods and droughts: coping with variability and climate change; International Conference on Freshwater Bonn; http://www.water-2001.de/co_doc/Floods.pdf.
- Kunkel R., Wendland F. (1989):** Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe; Forschungszentrum Jülich, Jülich; 12.
- K-UTEC (1995):** Haldenpässe zu 5 Großhaldenstandorten des Südharz-Reviere mit Beschreibung der natürlichen Bedingungen; K-UTEC, Sondershausen.
- K-UTEC (1997):** Kurzdokumentation zur Überprüfung der Genauigkeit des funktionalen Zusammenhangs zwischen Leitfähigkeit und Chloridkonzentration im Rahmen der Vorfluterkontrolle am Pegel Hachelbich; K-UTEC, Sondershausen.
- Lahmer W. (2000):** Macro- and mesoscale hydrological modelling in the Elbe River Basin; In Elias V., Littlewood I.G.: Liblice Conference 1998, Liblice, Czech Republic; UNESCO 37: 89-105.
- Lahmer W. (2002):** Trend and climate change impact analyses on the mesoscale; In Holko L., Miklanek P., Kostka Z.: Interdisciplinary approaches in small catchment hydrology - monitoring and research, Bratislava, Slovakia; International conference convened by the European Network of Experimental and Representative Basins (ERB) and UNESCO IHP Northern European FRIEND Project 5.

- Lahmer W. (2003):** Hydrologische Auswirkungen von Klimaänderungen im Land Brandenburg; In Gerstengabe F.-W., Badeck F., Hattermann F., Krysanova V., Lahmer W., Lasch P., Stock M., Suckow F., Wechsung F., Werner P.C.: Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven; PIK Report; Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam; 83; Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.
- Lahmer W., Becker A., Müller-Wohlfeil D.-I., Pfützner B. (1999):** A GIS-based approach for regional hydrological modelling; In Diekkrüger B., Kirkby M.J., Schröder U.: Regionalization in hydrology; IAHS publication 254: 33-43.
- Lahmer W., Dannowski R., Steidl J., Pfützner B. (2000):** Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg; Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam; 27.
- Lahmer W., Klöcking B., Haberlandt U. (2000c):** Möglichkeiten der skalenübergreifenden hydrologischen Modellierung. In: Heterogenität landschaftshaushaltlicher Wasser- und Stoffumsätze in Einzugsgebieten; Beiträge zum 3. Workshop Hydrologie am 18./19. November 1999 in Göttingen; EcoRegio 8/2000, Veröffentlichungen der Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Universität Göttingen, Eds. Gerold G., 37-46.
- Lahmer W., Klöcking B., Pfützner B. (1999a):** Meteorological input variables in meso and macroscale hydrological modelling; Extended abstracts of the international conference on quality management and availability of data for hydrology and water resources management Koblenz; 165-168.
- Lahmer W., Pfützner B. (2000a):** Scaling problems in large-scale hydrological modelling; In Verhoest N.E.C., Van Herpe Y.J.P., De Troch F.P.: Monitoring and modelling catchment water quantity and quality Laboratory of Hydrology and Water Management, Ghent University, Ghent, Belgium; 95-99.
- Lahmer W., Pfützner B. (2003):** Orts- und zeitdiskrete Ermittlung der Sickerwassermenge im Land Brandenburg auf der Basis flächendeckender Wasserhaushaltsuntersuchungen; PIK Report; Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam; 85.
- Lahmer W., Pfützner B., Becker A. (1999):** Großskalige hydrologische Modellierung von Landnutzungsänderungen vor dem Hintergrund unsicherer Eingangsdaten; In Fohrer N., Döll P.: Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten, Rauischholzhausen bei Gießen; Kassel University Press.
- Lahmer W., Pfützner B., Becker A. (2000b):** Data-related uncertainties in meso- and macroscale hydrological modelling; In Heuvelink G.B.M., Lemmens M.J.P.M.: Accu-

LITERATURVERZEICHNIS

- racy 2000 - 4th international symposium on spatial accuracy assessemnt in natural resources and environmental sciences, Amsterdam; 389-396.
- Lahmer W., Pfützner B., Becker A. (2001):** Assessment of land use and climate change impacts on the mesoscale; *Physics and Chemistry of the Earth* 26 (7-8): 565-575.
- LAWA (1998):** Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation; Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- Leopold L.B., Maddock T. (1953):** The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications; United States Geological Survey Professional Paper 252.
- LTV (2004):** Aufbau eines NA-Modells zur Ermittlung von Bemessungsgrundlagen für eine Hochwasserschutzkonzeption im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung Sachsen; unveröffentlicht, <http://www.bah-berlin.de>.
- Maidment D.R. (1992):** Handbook of Hydrology; McGraw-Hill, Inc., New York.
- Maniak U. (1997):** Hydrologie und Wasserwirtschaft; 4. Auflage; Springer-Verlag, Berlin.
- Mertens H. (2002):** Ableitung morphologischer Gerinnenkennwerte im Mosel-Einzugsgebiet unter Verwendung von empirischen Gewässerbett-Abfluss-Beziehungen und Gebietscharakteristika; Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut, Bonn.
- Meteorologischer Dienst der DDR (1966):** Hydrographisches Kartenwerk der DDR; Band 1 und 2; Meteorologischer Dienst der DDR, Berlin.
- Möhrstedt S. (2003):** Untersuchungen zur Salzlast der Wipper zwischen Wipperdorf und Hachelbich vor dem Hintergrund der Aktualisierung des Salzlaststeuermodells; Fachhochschule Nordhausen, Fachbereich Ingenieurwissenschaften, Nordhausen.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970):** River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles; *Journal of Hydrology* 10: 282-290.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R., Williams J.R. (2002):** Soil and Water Assessment Tool User's Manual Version 2000; Texas Water Resources Institute TR-192: College Station, TX, Texas; GSWRL Report 02-02, BRC Report 02-06.
- Pfützner B. (1990):** Verallgemeinerungsfähige Techniken zur rechnergestützten Entwicklung, Anpassung und Praxisanwendung von Einzugsgebietsmodellen; Diss. A TU Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrologie und Meteorologie; Mitteilungen des IfW; Verlag für Bauwesen.

- Pfützner B. (2002):** Description of ArcEGMO; Official homepage of the modelling system ArcEGMO; 3-00-011190-5.
- Pfützner B., Klöcking B., Schaphoff S. (1998):** Ermittlung von Hochwasserwahrscheinlichkeiten für die Nuthe zwischen Jüterbog und Woltersdorf; Landesumweltamt-Brandenburg.
- Refsgaard J.C., Storm B. (1995):** MIKE SHE; In Singh V.P.: Computer models of watershed hydrology; Water Resources Publications Littleton, Colorado; 809-846.
- Riese A. (1993):** Naturräumliche Einheiten von Thüringen; Erfurter Geogr. Studien 1.Jg; 3-15.
- Rosemann H.-J., Vedral J. (1970):** Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Berechnung des Ablaufs von Hochwasserwellen; Schriftenreihe der Bayerischen Landesstelle für Gewässerkunde; München; (6): 70.
- Ruprecht J.K., Sivapalan M. (1991):** Salinity modeling of experimental catchments; Proceedings of International Hydrology and Water Resources Symposium, Perth, 2-4October.
- Rutherford J.C. (1994):** River Mixing; John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Sacher H., Dorp M. (1998):** Erfahrung bei der Anwendung von Gebietsniederschlagsmodellen; Wasser und Boden 50 (8): 11-14.
- Schaber J., Badeck F.-W., Lasch P. (1999):** Ein Modell der Sukzessionsdynamik europäischer Wälder - Forest Ecosystems in a changing Environment (4C); In Pelz D.R., Rau O., Saborowski J.: 11. Jahrestagung und Internationale biometrische Gesellschaft. Deutsche Region. Arbeitsgruppe Ökologie, Herbstkolloquium, Freiburg; Deutscher Verband forstlicher Versuchsanstalten - Sektion forstliche Biometrie und Informatik, 212-217.
- Schmeisky H., Hofmann H. (2000):** Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung; Ökologie und Umweltsicherung Band 19/2000: Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie Teil 3; Gesamthochschule Kassel - Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Witzenhausen.
- Schmidt C. (2002):** Erfassung und Beschreibung hydrologischer Prozesse von Rückstandshalden des Kalisalz-Bergbaus; TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- Schönborn W. (1992):** Fließgewässerbiologie; Gustav-Fischer Verlag, Jena.
- Schramm A., Wettstein P. (1992):** Arbeitsunterlagen zur Salzlaststeuerung und zum Chloridabstoß 1991/92; Mitteldeutsche KALI AG, Sondershausen.

LITERATURVERZEICHNIS

- Schramm W., Hartung W.-D., Engelmann (2002):** Salzlaststeuerung im Flussgebiet Wipper / Unstut / Saale, Datensammlung; GVV, Sondershausen (unveröffentlicht).
- Schumann A., Kleeberg H.-B. (1999):** Hochwasserabflüsse; DVWK-Schriften; ATV-DVWK, Bonn.
- Schürer J. (1995):** Systemlösung zur Salzfrachtkontrolle und ökologischen verträglichen Salzlaststeuerung in Flusssystemen Thüringens; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen.
- Schürer J. (1997):** Studie zur Untersuchung und Bewertung von Möglichkeiten der Wiederherstellung ausgeglichener Chloridkonzentrationsbelastungen in der Wipper unterhalb des Pegels Wipperdorf; K-UTEK, Sondershausen.
- Schürer J., Kulbe K.-H. (1997):** Die Versalzung von Fließgewässern der Südharzregion (Deutschland) - Ursache, Stand, Tendenzen; Limnologia 27 (1): 9-17.
- Schwarze R., Dröge W., Opherden K. (1999):** Regionalisierung von Abflusskomponenten, Umsatzräumen und Verweilzeiten für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete; In Hydrologie und Regionalisierung; DFG, Weinheim.
- Seidel G. (1978):** Geologie von Thüringen; Emil Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart.
- Senat Berlin (2005):** Wasserhaushalt Litzengraben;
http://www.bah-berlin.de/Leistungen/lietzingraben/Abstrakt_lg.pdf.
- Singh V.P., Frevert D.K. (2002):** Mathematical models of large watershed hydrology; Water Resources Publications, Littleton/Colorado.
- Smith M.B., Georgakakos K.P, Liang X. (2004):** The distributed model intercomparison project (DMIP); Journal of Hydrology 298 (1-4): 1-3.
- Sommer Th., Eulitz K., Voss F., Pfützner B., Schwarze R., Stodolny U., Schönau M. (2003):** Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut; Dresdener Grundwasserforschungszentrum e.V., Dresden; Zwischenbericht BMBF-Verbundprojekt FKZ: 0330028 (unveröffentlicht).
- Sommer Th., Hesse G. (2002):** Hydrogeologie einer anthropogen überprägten Flusslandschaft - Das Unstruttal zwischen Quelle und Sömmerda (Thüringer Becken); In: Jber. Mitt. Oberrhein; Geol. Ver., N.F. 84, Stuttgart, 241-256.
- Stäubert A. (2003):** Gesprächsnotiz Mitarbeiter K-UTEK; S., Möhrstedt; Sondershausen (unveröffentlicht).

- Steinmüller A. (1974):** Physikalisch-geographischer Überblick; In Hoppe W., Seidel G.: Geologie von Thüringen; Hermann Haack, Gotha; 27-45.
- Streit U. (1986):** Ein Vorschlag zur hypsometrisch modifizierten Berechnung von Gebietsniederschlägen; Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 2.1: 33-40.
- Streit U. (1994):** Bestimmung homogener Flächen (Hydrotope), 3. GIS-Workshop im Rahmen des SPP "Regionalisierung in der Hydrologie", Münster.
- Suckow F., Badeck F.-W., Lasch P., Schaber J. (2001):** Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Test und Anwendung des Sukzessionsmodells FORESEE (4C); Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 84-87.
- Svoboda A. (1967):** Die Verwendbarkeit verschiedener Methoden zur Berechnung der Bewegung und Abflachung von Hochwasserwellen in natürlichen Flussbetten des Einzugsgebietes der Donau; BfG, Koblenz.
- Theile K. (1996):** Entwicklung der Salzlaststeuerung als Folge der Oberflächenversalzung durch Abwässer aus dem Kali- und Kupferschieferbergbau; In: Bergbau- und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland; 125-142.
- ThürWG (1999):** Thüringer Wassergesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. Februar 1999 (GVBl. Nr. 4 vom 16.02.1999, S. 114), zuletzt geändert durch Artikel 41 des Thüringer Euro-Umstellungsgesetzes vom 24.10.2001 (GVBl. S.265).
- TLB (1994):** Geologische Übersicht Thüringen (Karte M 1: 400 000); Thüringer Landesanstalt für Bodenforschung Weimar; 1. Auflage; Justus Perthes Verlag Gotha GmbH, Weimar.
- TLU (2000):** Entwicklung und Optimierung von Revitalisierungsmaßnahmen in der Unstrutau durch ökologische und ökonomische Untersuchungen, Grund- und Sickerwasseranalysen zur Parametrisierung regionalspezifischer Leitbilder. Gemeinsamer Abschlußbericht des BMBF-Forschungsvorhabens 'Revitalisierung Unstrutau'; Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena.
- TLU, TLG (1996):** Grundwasser in Thüringen - Bericht zu Menge und Beschaffenheit; Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Thüringer Landesanstalt für Geologie, Erfurt.
- TLUG (1997):** Bodenübersichtskarte von Thüringen M 1: 400 000 (BÜK 400); Thüringer Landesanstalt für Geologie, Weimar.
- TLUG (2004):** Klimawandel in Thüringen - eine Herausforderung in unserer Zeit; Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena; <http://www.tlug-jena.de/klima/-index.html>.

LITERATURVERZEICHNIS

- Vaze J., Barnett P., Beale G., Dawes W., Evans R., Tuteja N.K., Murphy B., Geeves G., Miller M. (2004):** Modelling the effects of land-use change on water and salt delivery from a catchment affected by dryland salinity in south-east Australia; *Hydrological Processes* 18: 1613-1637.
- Völkel M. (1993):** Zur statistischen Untersuchung der nicht steuerbaren Grundlast innerhalb des Systems Salzlaststeuerung Wipper hinsichtlich der Einhaltung von Grenzwerten und möglicher Modellansätze; K-UTEK, Sondershausen; Zwischenbericht.
- Völkel M., Völker A., Schürer J. (1993):** Projektstudie - Ökologisch verträgliche Salzlaststeuerung in Nordthüringen; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen.
- Völker A. (1993):** Programmdokumentation Salzlaststeuerung Wipper - Version 1.0; K-UTEK, Sondershausen.
- Wagenbreth O., Steiner W. (1985):** Geologische Streifzüge; 4; Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- Wallis S.G. (1994):** Simulation of solute transport in open channel flow; In Beven, K., Chatwin P., Millbank J.: *Mixing and transport in the environment*; John Wiley & Sons Ltd.; 89-111.
- Wallis S.G., Guymer I., Bilgi A. (1989a):** A practical engineering approach to modelling longitudinal dispersion; In Falconer R.A., Goodwin P., Matthew R.G.: *Proceedings of the International conference on hydraulic and environmental modelling of coastal, estuarine and river waters*, Gower, Aldershot; 291-300.
- Wallis S.G., Young P.C., Beven K.J. (1989):** Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in stream channels; *Proceedings of the Institution of Civil Engineers Part 2 - Research and Theory* 87: 1-22.
- WBGU (2003):** Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit; Hauptgutachten 2003; Springer-Verlag, Berlin.
- Wechsung F., Becker A., Gräfe P. (2004):** Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet; Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam; PIK-Report 95; ISSN 1436-0179.
- Weise K., Wendling U. (1974):** Zur Berechnung des Bodenfeuchteverlaufs aus meteorologischen und bodenphysikalischen Größen; *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 18 (2-3): 145-155.
- Willgoose G., Bras R.F., Rodriguez-Iturbe I. (1991):** A coupled channel network growth and hillslope evolution model; *Water Resources Research* 27 (7): 1671-1684.

- Young P.C., Wallis S.G. (1993):** Flow resistance through the channel network; In Beven K., Kirkby M.J.: Channel network hydrology; John Wiley & Sons Ltd.; 129-173.
- Zanke U.C.E. (2002):** Hydromechanik der Gerinne und Küstengewässer; 1. Auflage; Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin, Darmstadt.
- Zehe E., Blöschel G. (2004):** Predictability of hydrologic response at the plot and catchment scales: Role of initial conditions; Water Resources Research 40: 1-21.
- Zheng C., Wang. P.P. (1999):** MT3DMS: A Modular Three-dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentations and User's Guide; U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS; Contract Report SERDP-99-1.
- Ziemann H. (1967):** Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Flora und Fauna der Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Werra und Wipper; Fortschritte der Wasserchemie 7: 50-80.
- Ziemann H. (1995):** Über die Beeinflussung der biologischen Wirkung des Salzgehaltes durch unterschiedliche Ionenkompositionen nach Untersuchungen an thüringischen Fließgewässern; Staatliches Umweltamt Erfurt, Erfurt.

Bildquellen

- Voß, F. (2002):** Bildmaterial aus privaten Beständen, aufgenommen im Sommer 2002.
- Zebisch, M. (2002):** Bildmaterial aus Befliegung der Wipper und Unstrut, aufgenommen im Sommer 2002; PIK/TUB.

LITERATURVERZEICHNIS

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Die folgenden Abkürzungen wurden innerhalb der vorliegenden Arbeit verwendet:

Abkürzung	Bedeutung, Bemerkung
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
B	Abkürzung bei der Bezeichnung der Szenarien für eine unabgedeckte Halde in Bischofferode
BAH	Büro für Angewandte Hydrologie (Berlin)
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BÜK	Bodenübersichtskarte
Cl	Chlorid
DGFZ	Dresdener Grundwasserforschungszentrum e.V.
DHM	digitales Höhenmodell
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
Ercosplan	Erfurter Consulting- und Planungsbüro GmbH
EU-WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000)
FGM-Unstrut	Flussgebietsmanagement im Einzugsgebiet der Unstrut (BMBF-Förderprogramm, FKZ: 0330028)
GIS	Geografisches Informationssystem (Arc/INFO o. ä.)
GVV	Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH
GW-nah, GW-fern	grundwassernah, grundwasserfern
GW-Modell	Grundwasser-Modell
GWFA	Grundwasserflurabstand
HA	Haldenabdichtung
HW	Hochwasser
HHQ	höchster beobachteter Hochwasserdurchfluss
K-UTECH	Kali-Umwelttechnik GmbH Sondershausen
LAU	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
LUA	Landesumweltamt Brandenburg
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LSB	Laugenstapelbecken
LTV	Landestalsperrenverwaltung Sachsen

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Abkürzung	Bedeutung, Bemerkung
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
M	Kennzeichnung der Szenarien, die eine Überleitung der Haldenlauge aus dem Laugenstapelbecken Volkenroda/Menteroda berücksichtigen
MHQ	mittlerer Hochwasserdurchfluss
MNQ	mittlerer Niedrigwasserdurchfluss
MQ	mittlerer Durchfluss
NA-Modell	Niederschlags-Abfluss-Modell
NW	Niedrigwasser
NNQ	niedrigster Niedrigwasserdurchfluss
PIK	Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e.V
PSCN	Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Modul
RHB	Rückhaltebecken
STD	Standardabweichung
SV	Spülversatz
ThürWG	Thüringer Wassergesetz
TLB	Thüringer Landesanstalt für Bodenforschung
TLG	Thüringer Landesanstalt für Geologie
TLU	Thüringer Landesanstalt für Umwelt
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
WBGU	

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Nachstehende Symbole fanden in dieser Arbeit Anwendung

Symbol	Bedeutung	Einheit
A	Fließquerschnitt	$[m^2]$
A_S	abflusswirksamer Querschnitt	$[m^2]$
B	Breite des Stromstriches	$[m]$
B_S	Breite des abflusswirksamen Querschnittes	$[m]$
c_{Bwd}	Konzentration im Laugenstapelbecken Wip- perdorf	$[g/l]$
$c_{Hb,max}$	aktuelles Konzentrationssteuerziel für den Pegel Hachelbich	$[g/l]$
c_k	Wellenausbreitungsgeschwindigkeit	$[m/s]$
C	über den Querschnitt gemittelte Konzentra- tion	$[g/l]$
\tilde{C}	Chezy-Koeffizient	$[m^{1/2}/s]$
$C(t)$	Konzentration zum Zeitpunkt (t)	$[g/l]$
C_L	Konzentration am Auslass eines Gewässerab- schnittes	$[g/l]$
$C_{L,ges}$	Gesamtkonzentration am Auslass des Gewäs- serabschnittes nach Überlagerung der Teil- wellen	$[g/l]$
C_Z	Konzentrationsinput durch Zulauf aus ober- liegenden Gewässerabschnitten bzw. exter- nen Zuleitungen	$[g/l]$
Cl_{Hb}	Chlorid-Konzentration Hachelbich gesamt	$[g/l]$
$Cl_{Hb,g}$	Chlorid-Konzentration Hachelbich gesteuert	$[g/l]$
$Cl_{Hb,u}$	Chlorid-Konzentration Hachelbich ungesteu- ert	$[g/l]$
D_0	longitudinaler Dispersionskoeffizient	$[m^2/s]$
$\overline{D_0}$	abschnittsgemittelter Dispersionskoeffizient	$[m^2/s]$
\overline{D}	zusammengesetzter abschnittsgemittelter Dispersionskoeffizient	$[m^2/s]$
Eff	Effizienz nach NASH ET AL. 1970	—
EP	Potentielle Evapotranspiration	$[mm/a]$
ER	Reale Evapotranspiration	$[mm/a]$
$fak1$	empirischer Faktor in natürlichen Gerinnen	—
$fak2$	empirischer Faktor in natürlichen Gerinnen	—
F^2	Index der Abweichungen (Varianz der Resi- duen)	$[(m^3/s)^2]$
F_0^2	Varianz der Eingangsdaten	$[(m^3/s)^2]$
g	Erdbeschleunigung	$[m/s^2]$
h	Wassertiefe	$[m]$

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Symbol	Bedeutung	Einheit
i	aktueller Zeitschritt	—
I_R	Reibungsgefälle	$[m/m]$
I_S	Sohlgefälle	$[m/m]$
k	Abbaukoeffizient	$[1/s]$
k_n	Konstante von Nikuradse	$[m]$
k_{st}	Rauheitsbeiwert nach Manning/Strickler	$[m^{1/3}/s]$
K_D	Speicherkonstante des Grundwassermodells (für Drainageflächen)	$[d]$
K_{ELS}	Speicherkonstante zur Durchflussberechnung	$[s]$
$\widetilde{K_{ELS}}$	Skalierungskonstante zur Berechnung von K_{ELS}	—
K_G	Speicherkonstante des Grundwassermodells (für grundwasserferne Flächen)	$[d]$
K_H	Speicherkonstante des Grundwassermodells (für Hangflächen)	$[d]$
K_M	Speicherkonstante des Muskingum- Verfahrens	$[s]$
KWB	Klimatische Wasserbilanz	$[mm/a]$
L	Länge der Gerinnestrecke bzw. des Gewässerabschnittes	$[m]$
L_M	Mischungslänge	$[m]$
L_i	Länge eines Teilabschnittes	$[m]$
m	Chloridfracht	$[kg/s], [t/a]$
m_{BWd}	Abstoß bzw. Frachtsteuerung aus dem Laugenstapelbecken Wipperfurth	$[kg/s]$
$m_{Hb,u}$	ungesteuerte Chloridfracht in Hachelbich	$[kg/s]$
m_{Wd}	Gesamtchloridfracht vor dem Laugenstapel- becken Wipperfurth	$[kg/s]$
M	punktförmig eingeleitete Stoffmenge	$[kg]$
M_A	Stoffmengenausfluss aus einem Speicherele- ment	$[kg/s]$
M_Z	Stoffmengenfluss zu einem Speicherele- ment	$[kg/s]$
n	Anzahl der Flussabschnitte	—
\tilde{n}	reziproker Manningbeiwert	$[s/m^{1/3}]$
PI	Niederschlag	$[mm/a]$
Q_A	Abfluss aus dem Flussabschnitt bzw. Spei- cherelement	$[m^3/s]$
Q_{A0}	aktueller Abfluss	$[m^3/s]$
Q_{BWd}	Zusteuerng aus dem Laugenstapelbecken Wipperfurth	$[m^3/s]$

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Symbol	Bedeutung	Einheit
Q_G	gewogener Abfluss	$[m^3/s]$
$Q(gem)$	gemessener Durchfluss	$m^3/s]$
$Q_{gem,i}$	gemessener Durchfluss zum Zeitpunkt (i)	$[m^3/s]$
Q_{Hb}	voraussichtlicher Durchfluss am Pegel Hachelbich	$[m^3/s]$
$Q(sim)$	berechneter Durchfluss	$m^3/s]$
$Q_{sim,i}$	berechneter Durchfluss zum Zeitpunkt (i)	$[m^3/s]$
Q_{Wd}	Durchfluss am Pegel Wipperfurth	$[m^3/s]$
Q_Z	Zufluss zum betrachteten Flussabschnitt	$[m^3/s]$
Q_{Z0}	aktueller Zufluss	$[m^3/s]$
\bar{Q}	Mittelwert aller gemessenen Durchflusswerte	$m^3/s]$
r_{hy}	hydraulischer Radius	$[m]$
R^2	Bestimmtheitsmaß	–
RO	Oberflächenabfluss	$[mm/a]$
S	Speicherinhalt	$[kg]$
SWB	Sickerwasserbildung	$[mm/a]$
t	Zeitkoordinate	$[s]$
\bar{t}	abschnittsgemittelte Aufenthaltszeit	$[s]$
\tilde{t}	Skalierungskonstante	–
T	Temperatur	$[°C]$
T_i	Fließzeit	$[s]$
\bar{T}	abschnittsgemittelte Fließzeit	$[s]$
T	mittlere Aufenthaltszeit innerhalb der Totzone	$[s]$
U	benetzter Umfang	$[m]$
v	Fließgeschwindigkeit	$[m/s]$
v_c	mittlere Fließgeschwindigkeit	$[m/s]$
\bar{v}_c	abschnittsgemittelte Fließgeschwindigkeit	$[m/s]$
v_*	Schubspannungsgeschwindigkeit	$[m/s]$
v_i	aktuelle Fließgeschwindigkeit	$[m/s]$
V	Wassermenge im Flussbettspeicher bzw. Speicherelement	$[m^3]$
V_e	Volumen innerhalb der Totzone	$[m^3]$
V_0	Volumen der Flussbettvertiefung (Volumen bei $Q=0$)	$[m^3]$
V_{BWd}	Füllmenge des Laugenstapelbeckens Wipperfurth	$[m^3]$
$V_{BWd,max}$	maximale Beckenkapazität in Wipperfurth	$[m^3]$
V_K	Volumen eines keilförmigen Zusatzspeichers	$[m^3]$
V_P	Volumen eines prismatischen Gerinneabschnittes	$[m^3]$

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Symbol	Bedeutung	Einheit
x	Ortskoordinate	[m]
x_0	Einleitungsstelle	[m]
x	Fließstrecke in Hauptströmungsrichtung	[m]
$x_c(t)$	Ortskoordinate die dem Mittelwert der Konzentration zum Zeitpunkt (t) entspricht	[m]
X	Wichtungsfaktor des Muskingum Verfahrens	–
τ	Speicherkonstante	[s]
α	dimensionslose Proportionalitätskonstante	–
ε_t	transversaler Dispersionskoeffizient	[m ² /s]
φ_{ADZ}	zeitliches Verzögerungsglied innerhalb des betrachteten Abschnittes	[s]
φ_{ELS}	Translationszeit zur Beschreibung der Advektion	[s]
Δt	Zeitschrittweite	[s]
δ	kleinster ganzzahliger Wert von $\frac{\varphi_{ADZ}}{\Delta t}$	–
γ	dispersiver Anteil innerhalb des Gewässerabschnittes	–

Anhang A

Gebietseigenschaften

Die Datengrundlage für die hydrologische Modellierung muss flächendeckend für das Untersuchungsgebiet in einer für das GIS aufbereiteten Form zur Verfügung stehen und den besonderen Anforderungen der mesoskaligen Modellierung genügen. Die oft punktuell erhobenen Daten sind dazu je nach Modellanforderung zu regionalisieren. In Tabelle A.1 werden die für die Modellierungsarbeiten im Untersuchungsgebiet verwendeten räumlichen Grundlagenkarten im Überblick dargestellt.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die wesentlichen Gebietseigenschaften wie sie auch in Kapitel 2 vorgestellt wurden und ergänzen bzw. vervollständigen das vorhandene Kartenmaterial. Somit lässt sich leicht ein kartographischer Überblick über das Untersuchungsgebiet herleiten. Folgende Übersichtskarten werden bereitgestellt:

- Karte A.1: Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung für das Gesamtuntersuchungsgebiet der Unstrut im Zeitraum 1992-2003
- Karte A.2: Mittlere jährliche Temperaturverteilung für das Gesamtuntersuchungsgebiet der Unstrut im Zeitraum 1992-2003
- Karte A.3: Übersichtskarte zur Hydrogeologie im Untersuchungsgebiet der Unstrut
- Karte A.4: Übersichtskarte zur Hydrogeographie im Untersuchungsgebiet der Unstrut
- Karte A.5: Übersichtskarte zu den Leitbodenformen im Untersuchungsgebiet der Unstrut
- Karte A.6: Übersichtskarte zu den Grundwasserflurabständen im Untersuchungsgebiet der Unstrut
- Karte A.7: Übersichtskarte zur Landnutzung im Untersuchungsgebiet der Unstrut

Tab. A.1: Überblick über die für den Untersuchungsraum vorhandenen Grundlagenkarten

Karte	Beschreibung	Quelle	Räuml. Auflösung
Landnutzung	CORINE CIR-Biotoptypen- kartierung	Statistisches Bun- desamt Wiesbaden TLUG (Befliegung 1993)	500 x 500 m
Bodentyp	Bodenübersichtskarte mit Leit- bodenprofilen (BUEK 100; für Teile des EZG in Sachsen- Anhalt BUEK 1000)	TLUG	Polygon 1:100 000 1:1 000 000
DHM	Basis: vektorisierte Höhenfolie der TK 25 (für Teile des EZG in Sachsen-Anhalt: 30" Global- datensatz [1000 x 1000 m])	TLUG	Polygon DHM 20
Grundwasserflur- abstände		WASY GmbH DGFZ (s. DGFZ 2005)	100 x 100 m
Teileinzugs- gebiete	oberirdische EZG, entsprechend des DHM 25 korrigiert	TLUG	1:25 000
Fließgewässer	entsprechend des DHM 25 korri- giert	TLUG	1:25 000
Talsperren, Klär- anlagen etc.	Punktkarten z.T. mit Bewirt- schaftungsplänen bzw. Abstoß- mengen	TLUG KUTEC	

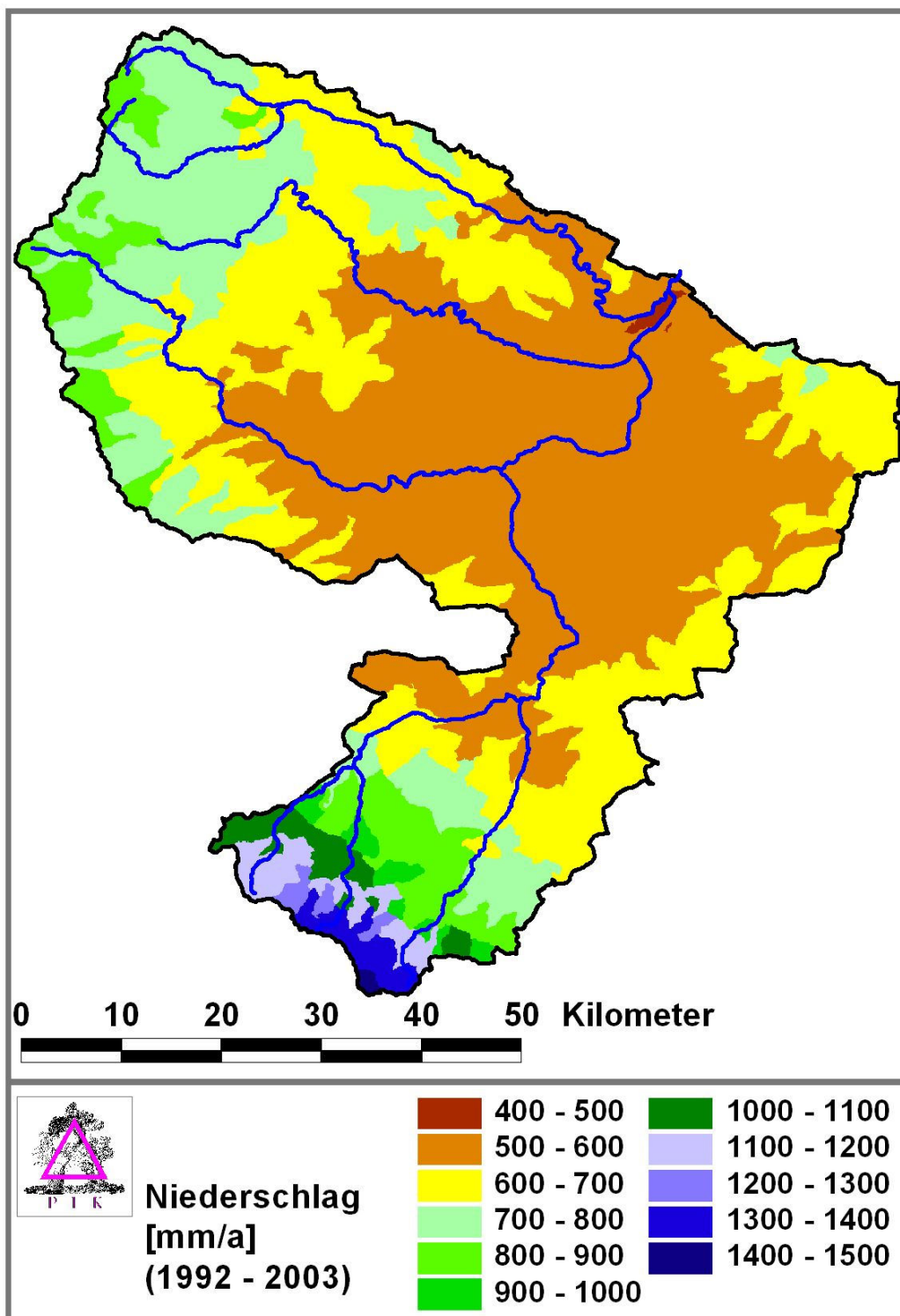


Abb. A.1: Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet der Unstrut (Zeitraum 1992-2003).

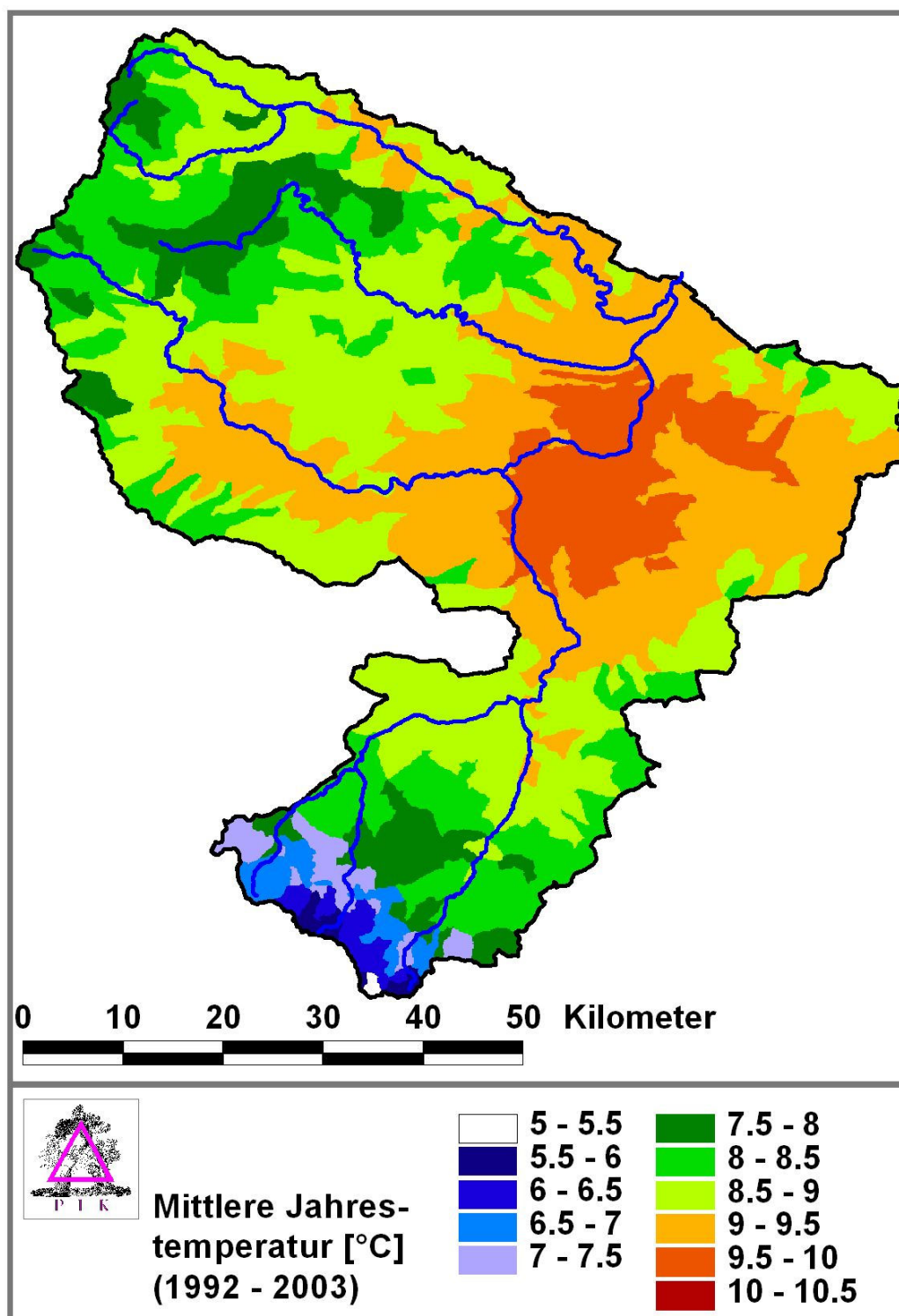


Abb. A.2: Mittlere jährliche Temperaturverteilung im Untersuchungsgebiet der Unstrut (Zeitraum 1992-2003).

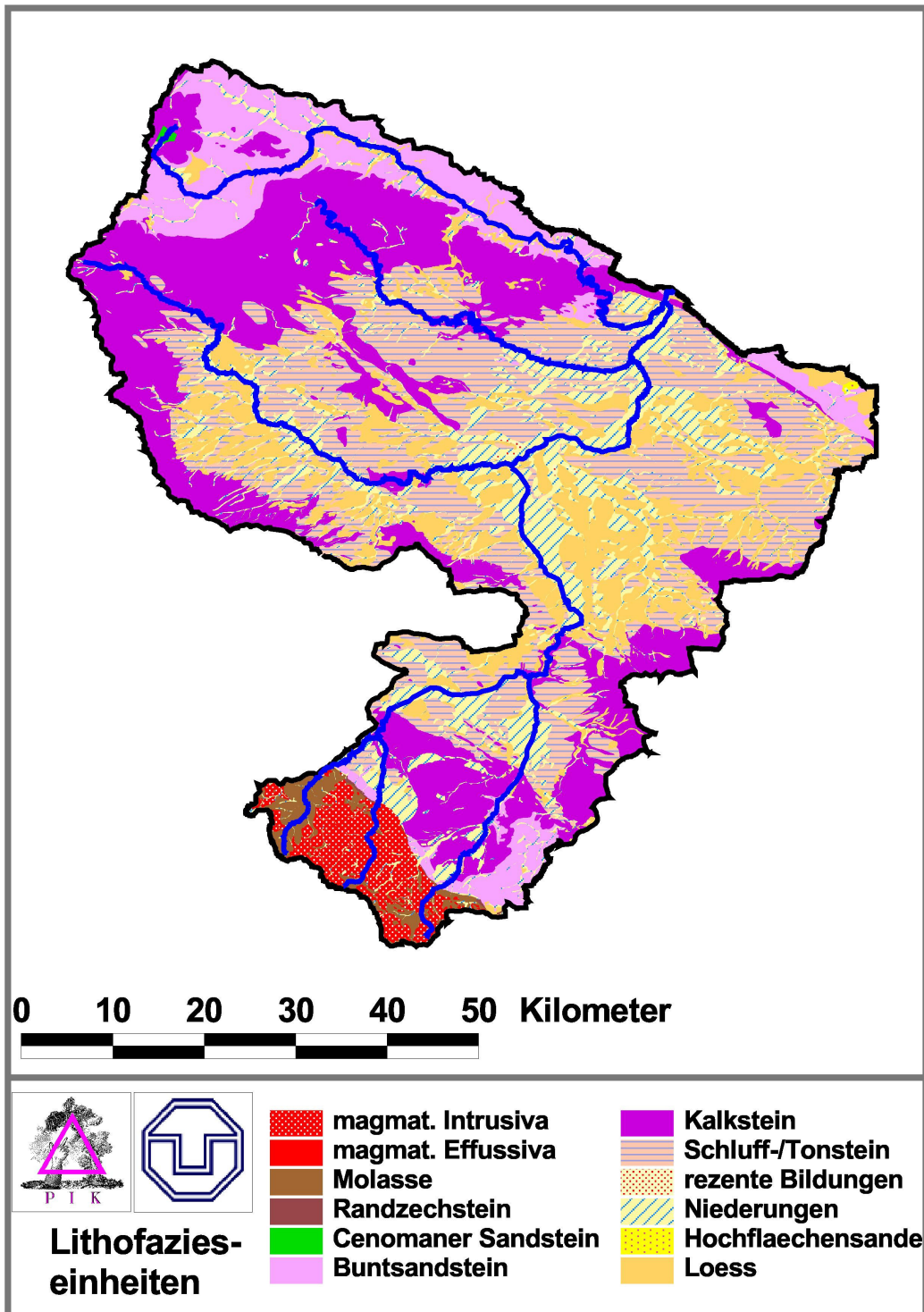


Abb. A.3: Übersichtskarte der Hydrogeologie im Untersuchungsgebiet der Unstrut.

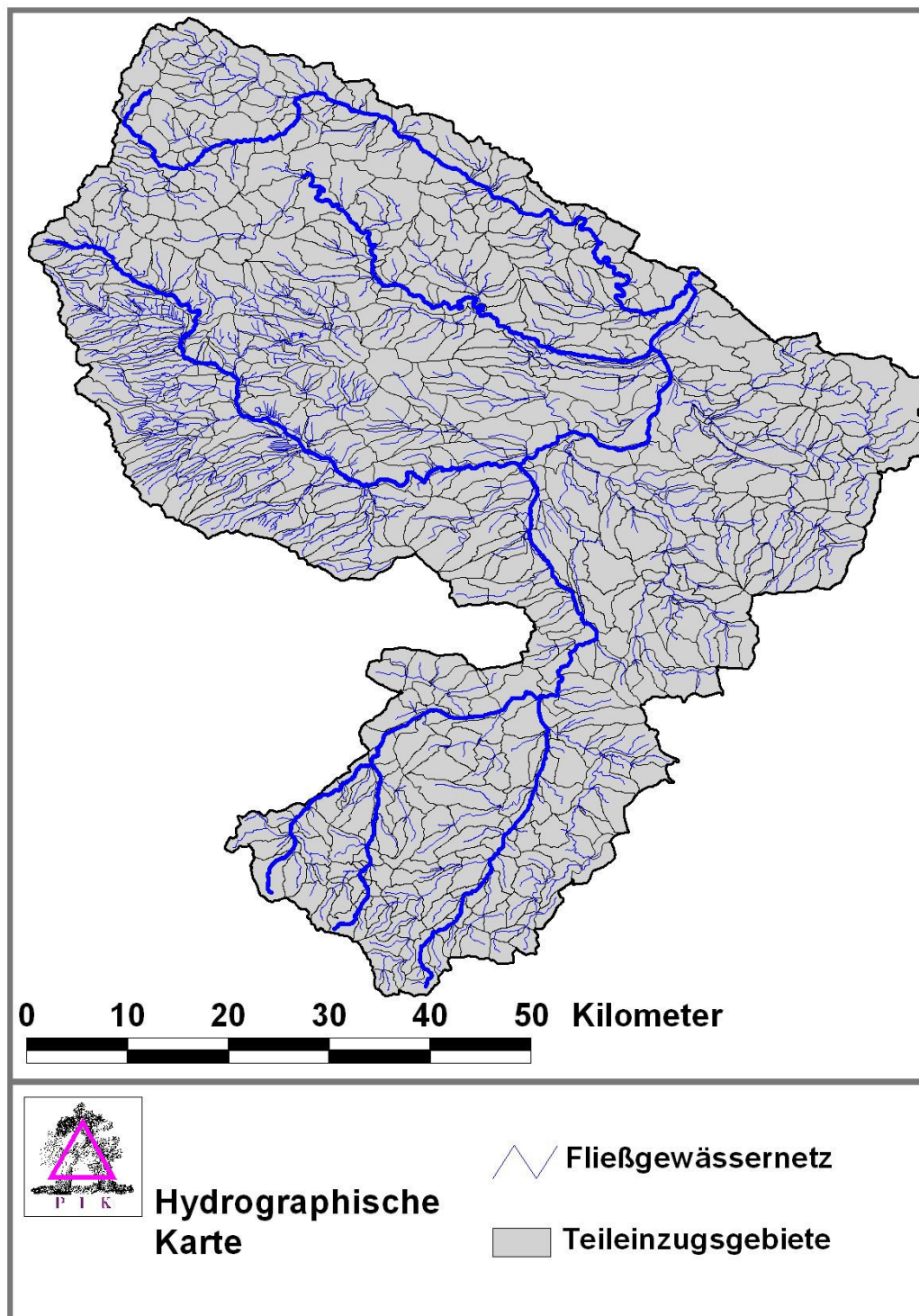


Abb. A.4: Übersichtskarte der Hydrogeographie im Untersuchungsgebiet der Unstrut.

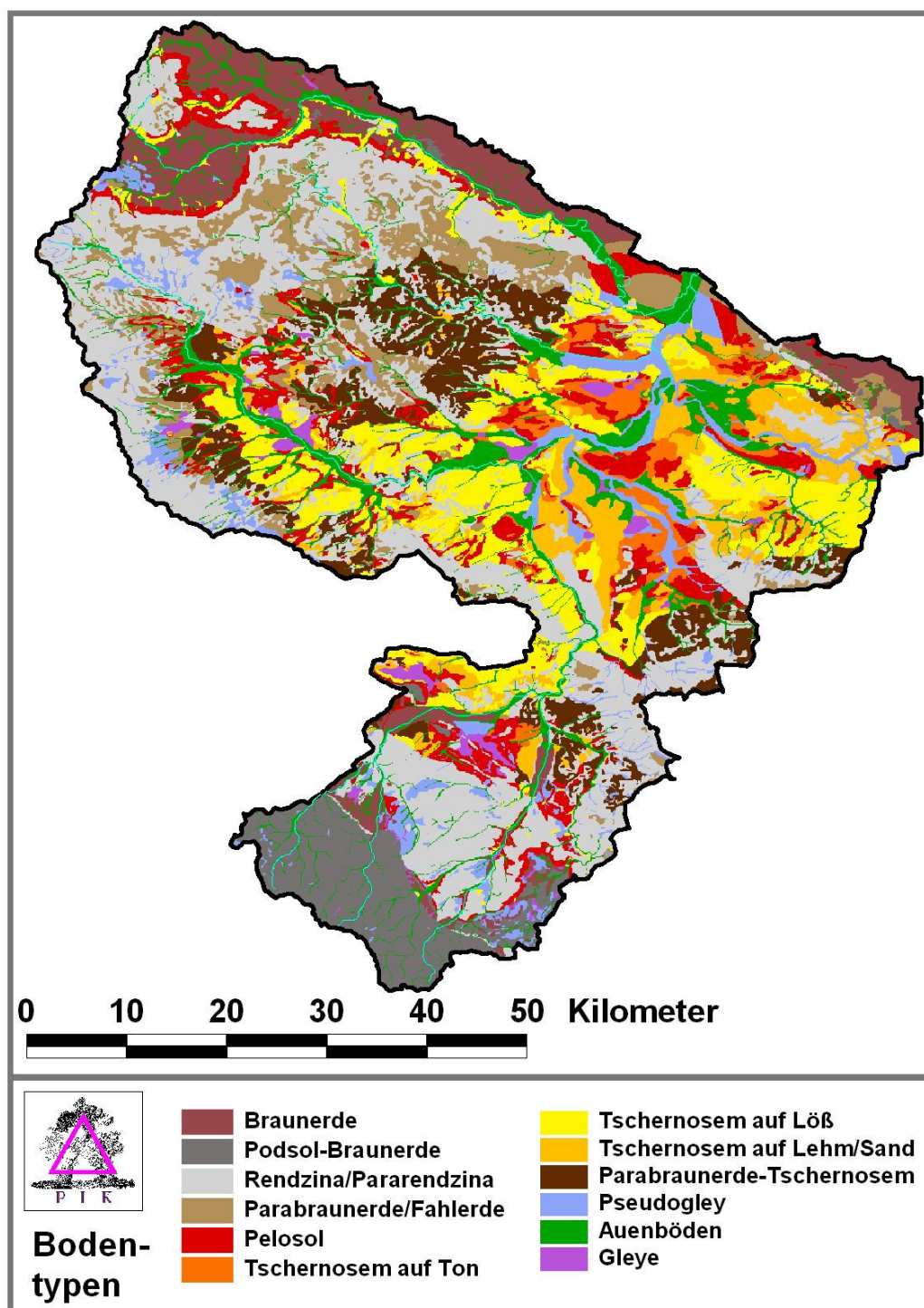


Abb. A.5: Übersichtskarte der Leitbodenformen im Untersuchungsgebiet der Unstrut.

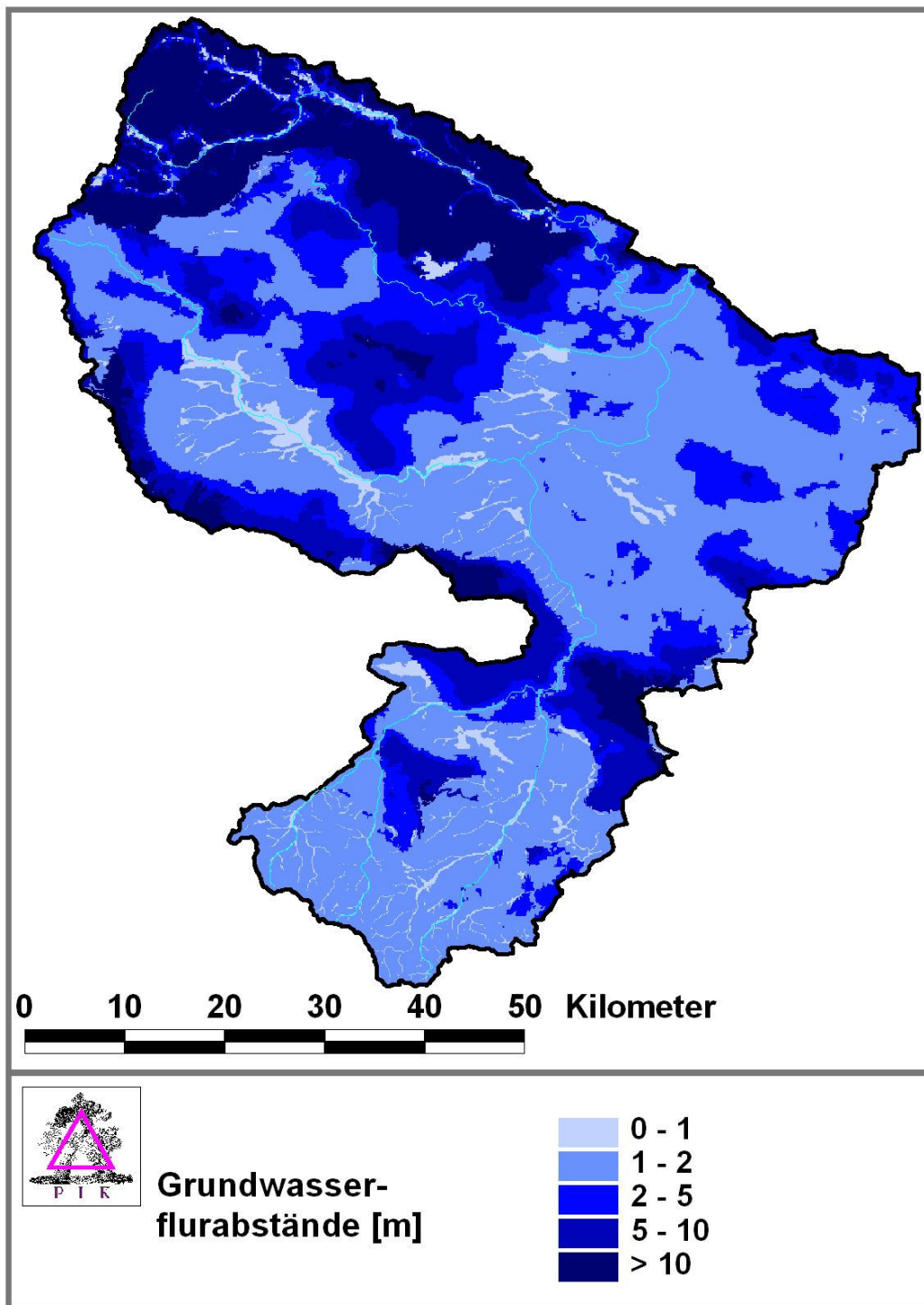


Abb. A.6: Übersichtskarte der Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet der Unstrut.

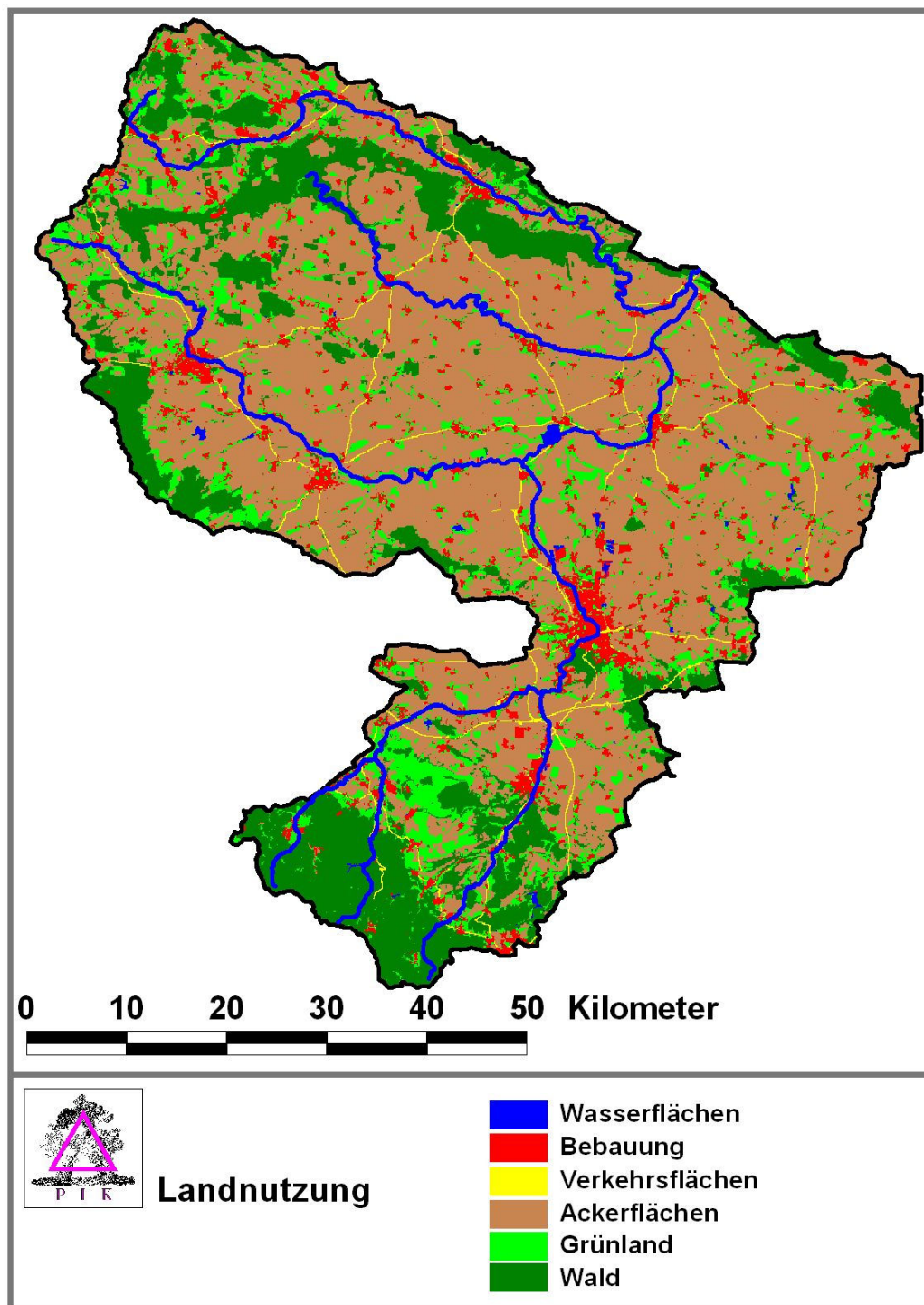


Abb. A.7: Übersichtskarte der Landnutzung im Untersuchungsgebiet der Unstrut.

Anhang B

Simulationsergebnisse für den mittleren Wasserhaushalt

Im Folgenden werden sowohl die für das Gesamtgebiet (Raum 1) wie auch für das Fokusgebiet (Raum 2) berechneten langjährigen Jahressummen bzw. -mittelwerte der meteorologischen Eingangsgrößen (Niederschlag PI, Temperatur T) und der simulierten Wasserhaushaltsgrößen (potentielle Verdunstung EP, reale Verdunstung ER, Sickerwasserbildung SWB und Oberflächenabflussbildung RO) flächendifferenziert dargestellt. Zunächst werden die Grafiken für den Raum 1 beschrieben, hiernach die Abbildungen für den Ausschnitt der Fokusebene (Raum 2) erläutert. Zur Berechnung dieser Größen sei auf die Kapitel 4.2 und 5.2 verwiesen.

Die flächenhafte Verteilung des Niederschlages und der Temperatur für das Gesamtgebiet werden hier nicht mehr gesondert aufgeführt, da diese bereits im Anhang A zu finden sind. Die vergleichenden Beschreibungen der angegebenen Wasserhaushaltskomponenten werden im Vorspann für das Kartenwerk der jeweiligen Ebene aufgeführt.

B.1 Gesamtgebiet

Kartenüberblick Raum 1:

- Karte B.1: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (1992-2003)
- Karte B.2: Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (1992-2003)
- Karte B.3: Mittlere jährliche Sickerwasserbildung für das Gesamtgebiet (1992-2003)
- Karte B.4: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für das Gesamtgebiet (1992-2003)

Flächendifferenzierte Darstellung für den Wasserhaushalt im Gesamtgebiet

Die langjährigen Mittelwerte des Niederschlages (PI) wiesen für das Gesamtgebiet innerhalb der Untersuchungsperiode 1992-2003 jährliche Niederschlagssummen zwischen 486 und 848 mm/a aus (s. Abb. A.1). Dabei fallen die überdurchschnittlich hohen Niederschlagswerte im Vorgebirgsbereich des Thüringer Waldes im Süden des Untersuchungsgebietes (>1000 mm/a). Mit einem langjährigen Gebietsmittelwert von etwa 665 mm/a (s. Abb. 5.5) im Zeitraum 1992-2003 bestätigt sich die Tatsache, dass Thüringen zu den niederschlagsärmeren Regionen im Bundesgebiet zählt. Zudem kann in großen Teilen des Thüringer-Beckens lediglich mit einem mittleren Jahrsniederschlag zwischen 400 und 600 mm gerechnet werden.

Die langjährige mittlere Temperaturverteilung (T) im Gesamtgebiet innerhalb der Periode 1992-2003 (s. Abb. A.2) ist deutlich gekennzeichnet von der Lage des Untersuchungsgebietes im Mittelgebirgsraum. Deutlich wird vor allem der stetig ansteigende Temperaturgradient, ausgehend von den Mittelgebirgszügen bis hin zu den Niederungen des Thüringer-Beckens. Insgesamt schwanken die langjährigen mittleren Temperaturen zwischen 5,5 und 9,7 °C.

Aufgrund der oben beschriebenen Temperatur- und Niederschlagsverteilung ergab sich für die potentielle Verdunstung (EP) eine ähnliche räumliche Differenzierung (s. Abb. B.1). In den Mittelgebirgszügen liegen die niedrigsten Werte und im Flachland überwiegen die höheren Werte, wobei der Schwankungsbereich für die langjährigen Mittelwerte zwischen 546 und 702 mm/a lag.

Die Flächenverteilung der realen Verdunstung (ER) (s. Abb. B.2) zeigt starke Korrelationen zu den Karten der zugrunde liegenden Gebietseigenschaften (s. Kap. A). So lassen sich zahlreiche Feinstrukturen auf die unterschiedliche Landnutzung bzw. auf die Grundwasserflurabstandscharakteristik zurückführen. ER weist die höchsten Werte für Wasserflächen auf (912 mm/a) und ebenfalls sehr hohe Werte für Feucht- und Niederungsflächen. Niedrige Verdunstungsraten (ca. 250 mm/a) findet man dagegen für versiegelte Flächen (bebaute Flächen und Verkehrswege). Der langjährige Jahresmittelwert der realen Verdunstung betrug etwa 539 mm/a (s. Abb. 5.5).

Bei der Sickerwasserbildung (SWB; s. Abb. B.3) werden die ausgeprägten, an unterschiedliche Landbedeckungstypen gekoppelten Korrelationen der Verdunstung (ER) und der SWB deutlich. Niedrige Werte von ER bedingen entsprechend hohe Werte von SWB. So weist die Sickerwasserbildung besonders geringe Werte dort auf, wo die Verdunstungsraten hoch sind, also auf grundwassernahen bzw. Feuchtflächen. Hohe Neubildungsraten findet man hingegen häufig auf grundwasserfernen Flächen. Dieser prinzipielle Charakter lässt sich nicht im gesamten Untersuchungsgebiet festmachen, da vor allem auch in den Gebirgszügen keine detaillierten Werte zu den Grundwasserflurabständen vorlagen (s. a. Abb. A.6) und somit große Gebiete teilweise auch als grundwassernah eingestuft wurden. Insgesamt ergab sich aber für die Periode 1992-2003 ein Jahresmittelwert von ca. 110 mm/a (s. Abb. 5.5).

Obwohl ein Großteil des Untersuchungsgebietes im langjährigen Mittel praktisch kaum

Oberflächenabfluss (RO) aufweist, zeigt die räumliche Verteilung dieser Wasserhaushaltsgröße eine ausgeprägte Differenzierung (s. Abb. B.4). Die Ausbildung von RO ist stark durch die zugrundeliegende Landnutzungskarte und die gegebenen Flächeneigenschaften geprägt, so dass sich verschiedene Landnutzungstypen bzw. entsprechende Hydrotopklassen relativ einfach identifizieren lassen. Somit ergeben sich die höchsten Werte für versiegelte Flächen und für Hangflächen (Spitzenwert liegt hier bei ca. 885 mm/a als langjähriger Mittelwert). Vergleichsweise hohe Abflussbildungsraten sind aber auch in Feuchtgebieten zu verzeichnen. Die restlichen Gebiete (bewaldete, grundwasserferne Flächen bzw. Ackerflächen) zeigen dagegen lediglich eine sehr geringe Oberflächenabflussbildung (Minimalwert lag teilweise sogar unter 0 mm/a).

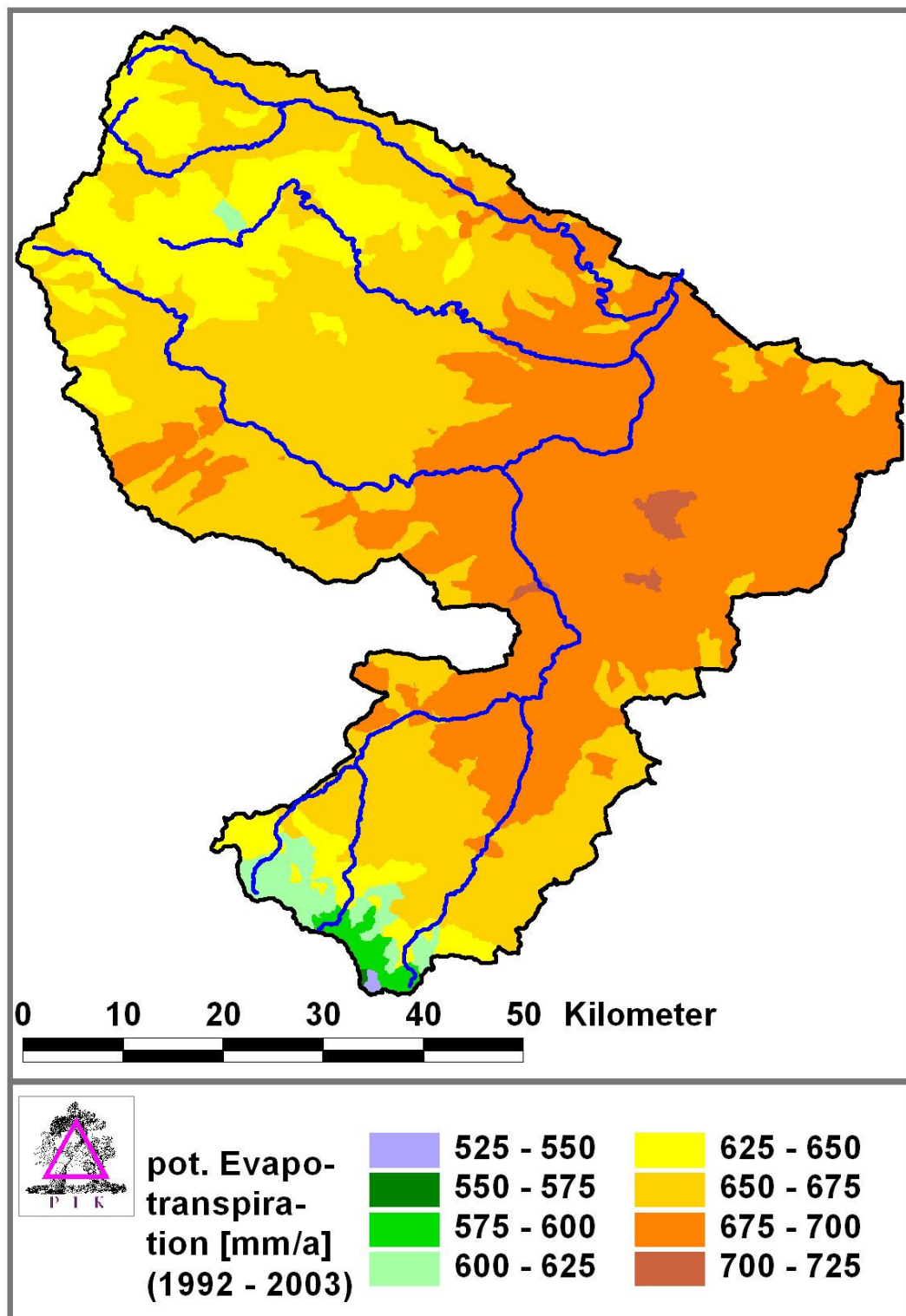


Abb. B.1: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).

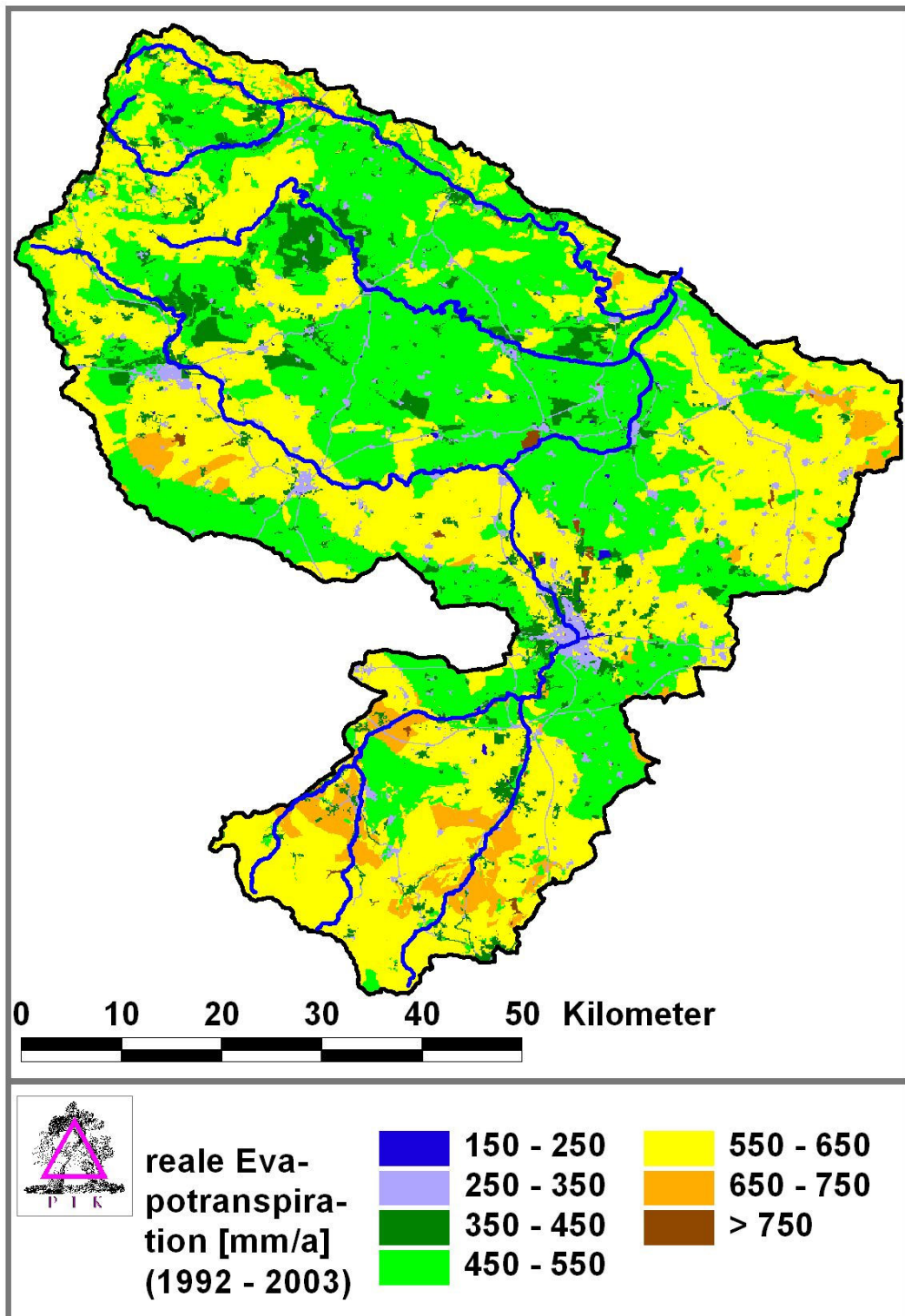


Abb. B.2: Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).

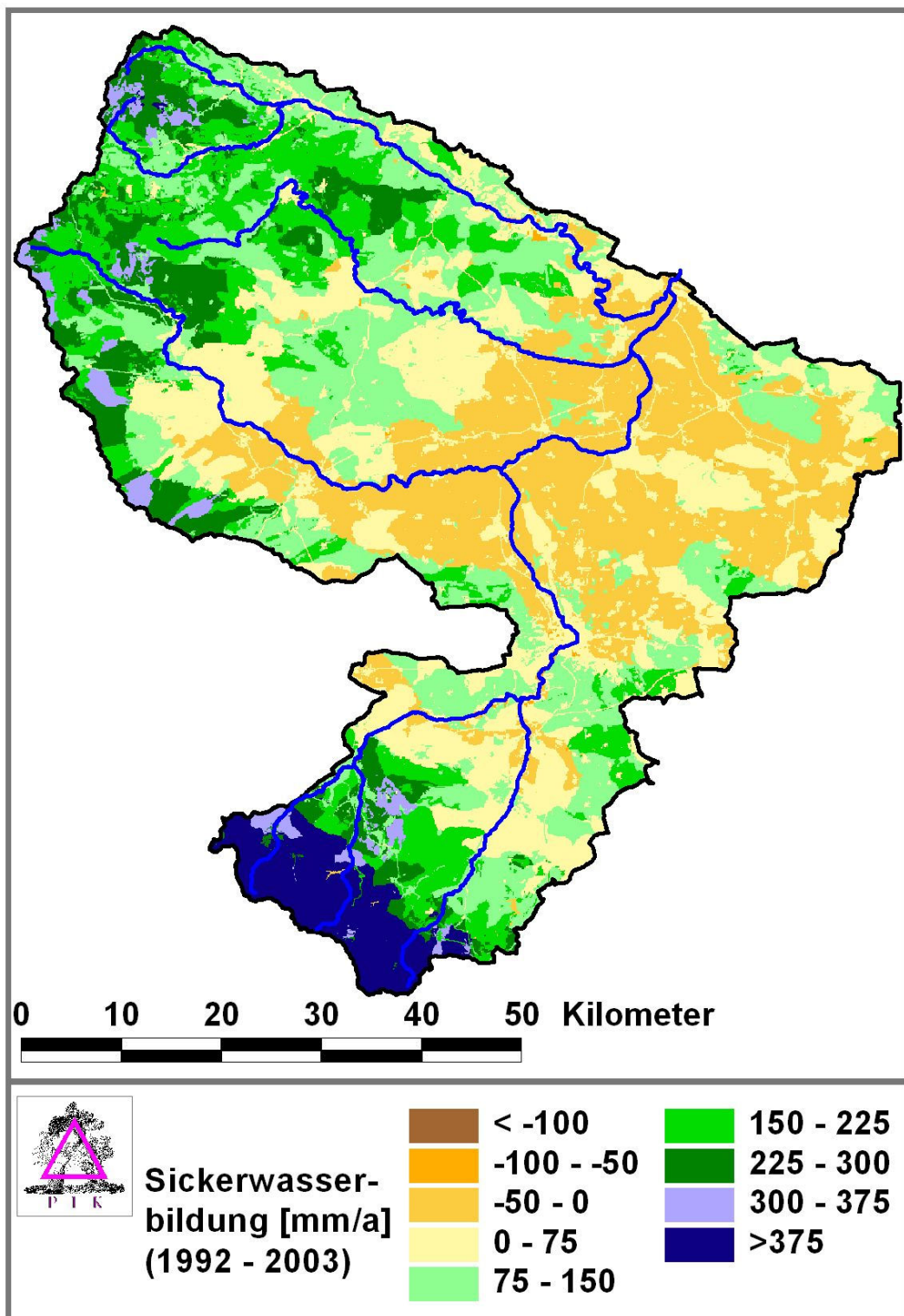


Abb. B.3: Mittlere jährliche Sickerwassermenge für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).

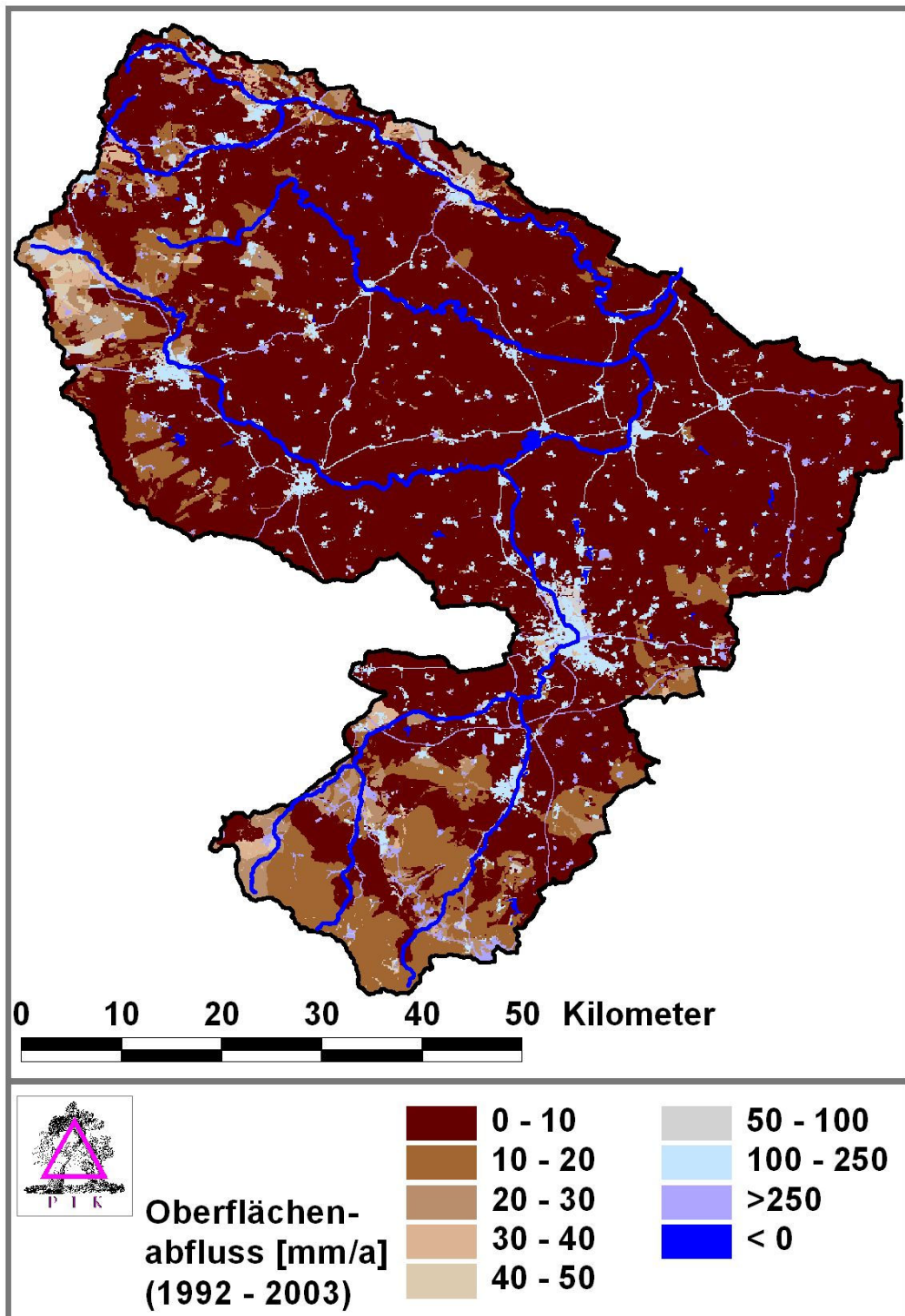


Abb. B.4: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für das Gesamtgebiet (Zeitraum 1992-2003).

B.2 Fokusebene

Kartenüberblick Raum 2:

- Karte B.5: Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung für die Fokusebene (1992-2003)
- Karte B.6: Mittlere jährliche Temperaturverteilung für die Fokusebene (1992-2003)
- Karte B.7: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für die Fokusebene (1992-2003)
- Karte B.8: Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für die Fokusebene (1992-2003)
- Karte B.9: Mittlere jährliche Sickerwasserbildung für die Fokusebene (1992-2003)
- Karte B.10: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für die Fokusebene (1992-2003)

Flächendifferenzierte Darstellung für den Wasserhaushalt im Fokusgebiet

Grob gesehen stimmen die hier betrachteten Komponenten des Wasserhaushaltes auf Fokusebene größenordnungsmäßig mit den erzielten Ergebnissen auf Gesamtgebietsebene gut überein. Lediglich die Werte für die pot. Evapotranspiration haben sich aufgrund einer flächendifferenzierteren Betrachtungsweise, anderer regionaler Gegebenheiten und daraus abgeleitete unterschiedliche Korrekturfaktoren für das Turc/Ivanov-Verfahren auf ein höheres Level verschoben (mittlerer Jahreswert lag hier bei 786 mm/a; s. Abb. 5.2).

Die langjährige mittlere Temperaturverteilung (T) im Fokusgebiet innerhalb der Periode 1992-2003 ist gekennzeichnet durch die Lage der Gebirgszüge des Ohmgebirges, der Bleicheroder Berge, des Dün-Gebirgszuges und der Hainleite. Deutlich wird der stetig ansteigende Temperaturgradient, ausgehend von den genannten Gebirgszügen bis hin zu den Niederungen. Insgesamt schwankten die langjährigen mittleren Temperaturen jedoch in einem relativ kleinen Bereich zwischen 7,4 und 9,3 °C.

Die langjährigen Mittelwerte des Niederschlages (PI) wiesen für das gesamte Fokusgebiet innerhalb der Untersuchungsperiode 1992-2003 mittlere jährliche Niederschlagssummen zwischen 508 und 829 mm/a aus. Dabei fallen die höheren Niederschlagswerte im Gebirgsbereich des Ohmgebirges im Westen des Untersuchungsgebietes (>750 mm/a). Mit Werten von etwa 649 mm/a (s. Abb. 5.2) waren auch hier niedrige langjährige Gebietsmittelwerte zu verzeichnen.

Aufgrund der oben beschriebenen Temperatur- und Niederschlagsverteilung ergab sich für die potentielle Verdunstung (EP) eine ähnliche räumliche Differenzierung. In den Gebirgszügen liegen die niedrigsten Werte (ca. 730 mm/a) und im Flachland überwiegen die höheren Werte (>800 mm/a), wobei der Schwankungsbereich für die langjährigen Mittelwerte zwischen 732 und 839 mm/a lag (s. Abb. B.7).

Die Flächenverteilung der realen Verdunstung (ER) zeigt auch im Fokusgebiet starke Korrelationen zu den Karten der Landnutzung und des Grundwasserflurabstandes. Der

langjährige Jahresmittelwert der realen Verdunstung betrug für den Raum 2 etwa 509 mm/a (s. Abb. 5.2), wobei die Spannbreite der Werte zwischen 273 und ca. 750 mm/a lag.

Bei der Sickerwasserbildung (SWB) werden erneut die Korrelationen zwischen SWB, ER, T und PI sichtbar. In den Gebirgsregionen bedingen meist hohe Werte von ER entsprechend hohe Werte der SWB, da der Niederschlag hier am höchsten ist, während die Temperatur nur gemäßig absinkt. Je näher man sich jedoch den Bereich der Niederungen des Thüringer Beckens nähert, wird dieser Trend umgekehrt (s. Abb. B.9). Insgesamt ergab sich für die Periode 1992-2003 ein Jahresmittelwert von ca. 80 mm/a (s. Abb. 5.2) in einem Bereich von -250 mm/a bis 250 mm/a .

Mit einem langjährigen Gebietsmittelwert im Fokusgebiet von 10 mm/a ist praktisch kaum Oberflächenabfluss (RO) aufzuweisen (s. Abb. 5.2). Aber auch hier zeigt die räumliche Verteilung dieser Wasserhaushaltsgröße eine deutliche Differenzierung (s. Abb. B.10). Für viele Flächen ergibt sich eine starke Verknüpfung zur Landnutzungskarte. Die verschiedenen Landnutzungstypen sowie deren Flächeneigenschaften spiegeln sich relativ deutlich wider. Die höchsten Werte verzeichnen die versiegelten Flächen und die Hangflächen (Spitzenwert liegt hier bei ca. 427 mm/a als langjähriger Mittelwert). Höhere Abflussbildungsraten sind aber auch in Feuchtgebieten zu verzeichnen. Die restlichen Gebiete (bewaldete, grundwasserferne Flächen bzw. Ackerflächen) zeigen dagegen lediglich eine sehr geringe Oberflächenabflussbildung (Minimalwert lag bei ca. 0 mm).

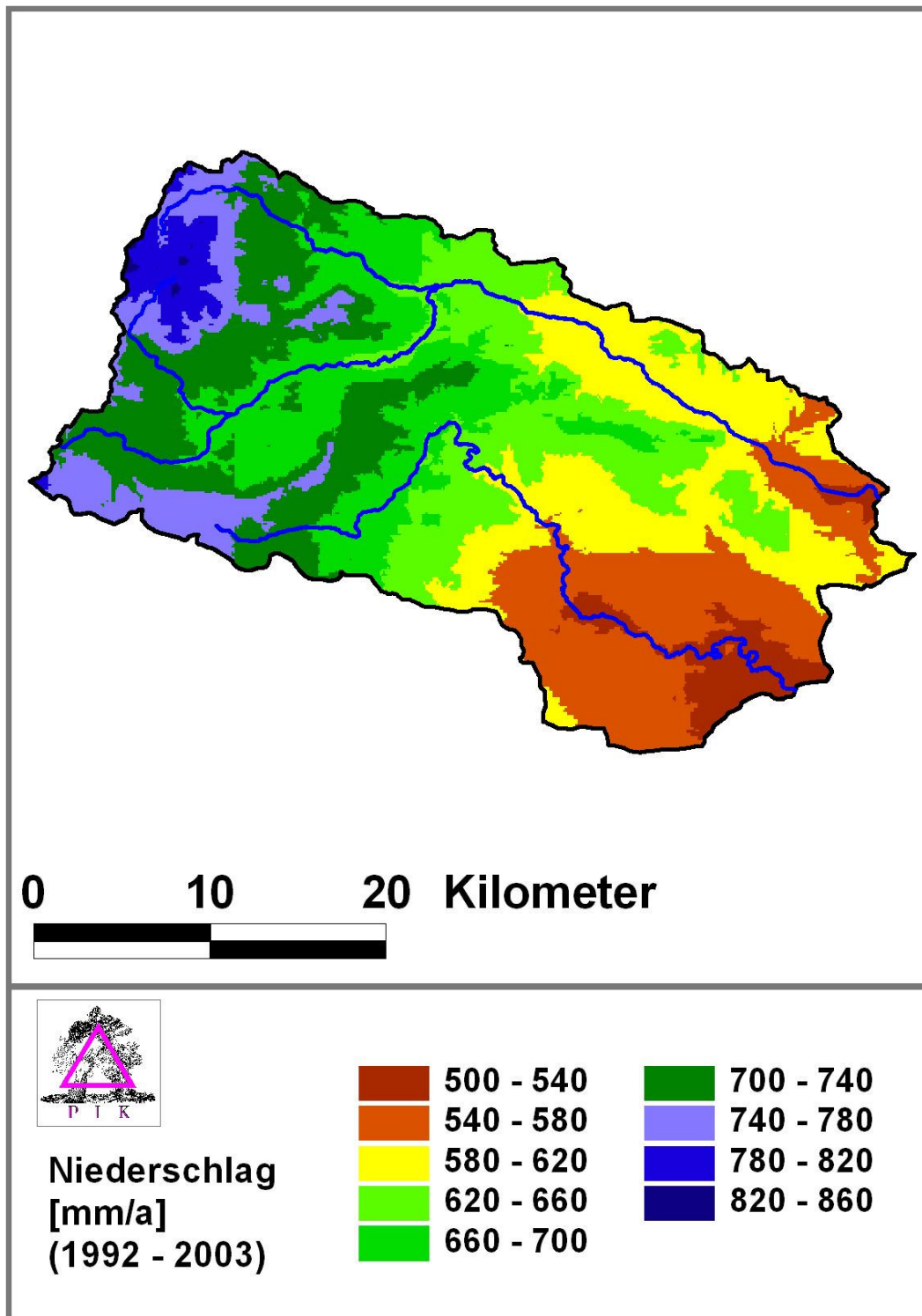


Abb. B.5: Mittlere jährliche Niederschlagsverteilung für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

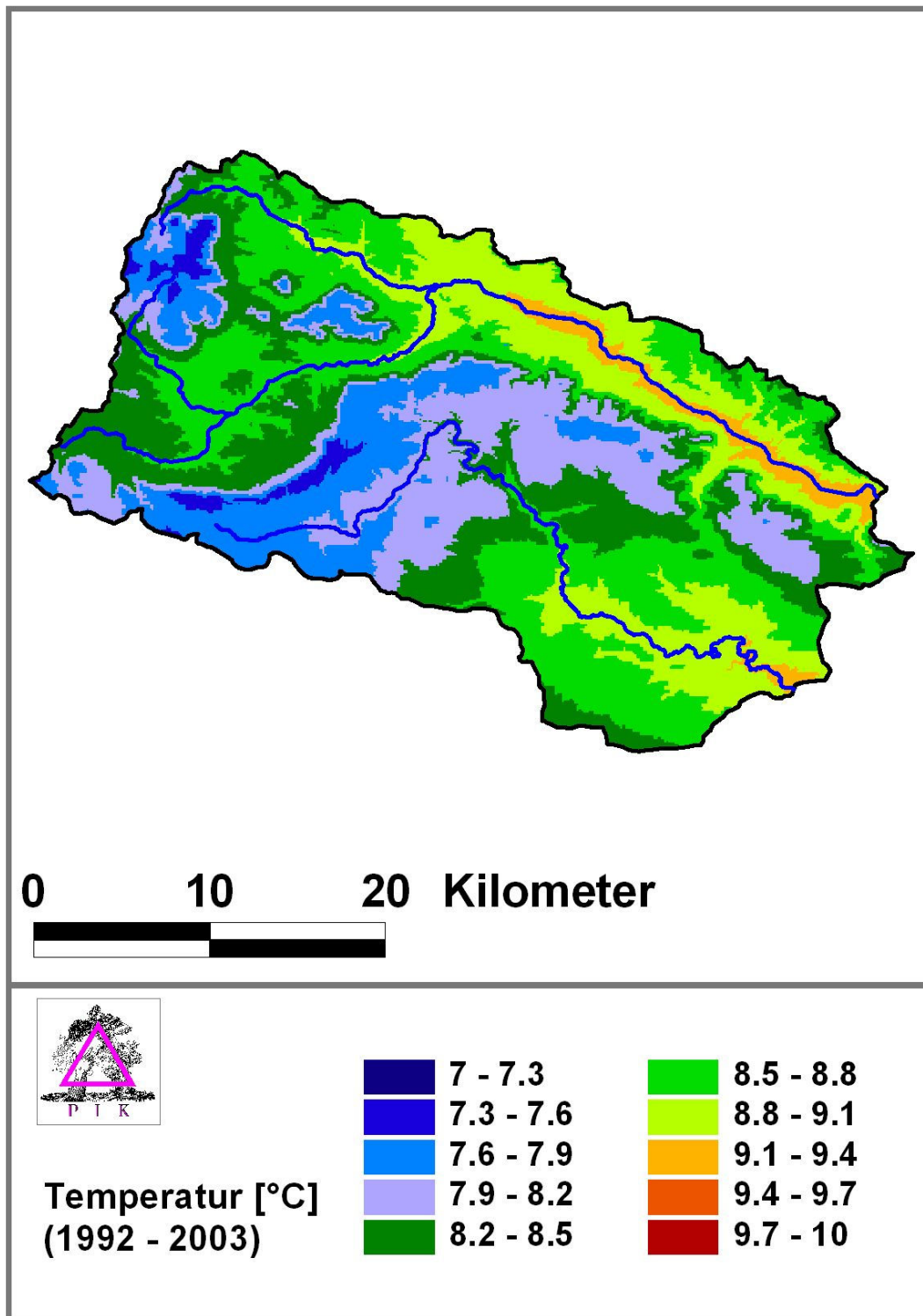


Abb. B.6: Mittlere jährliche Temperaturverteilung für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

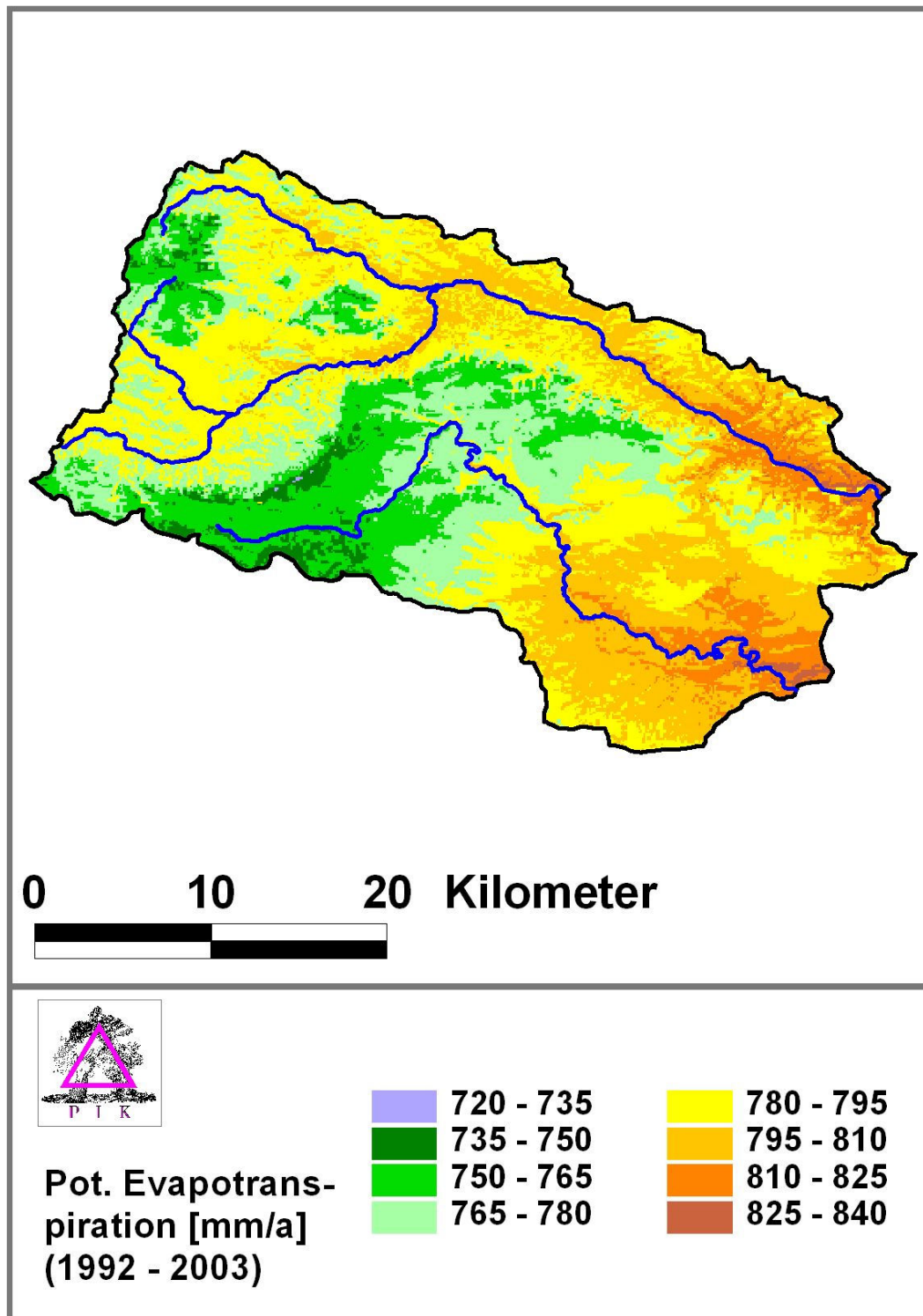


Abb. B.7: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

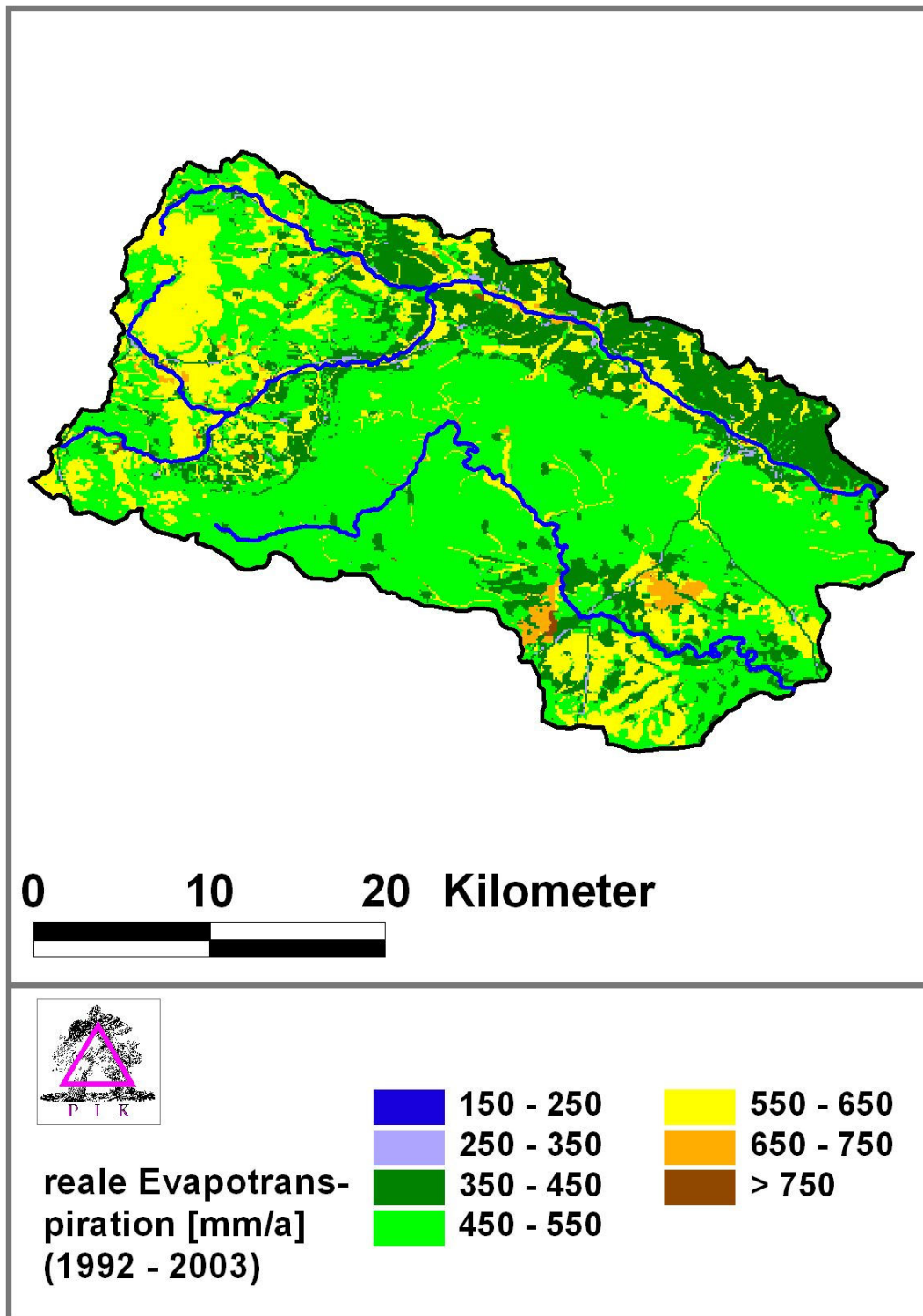


Abb. B.8: Mittlere jährliche reale Evapotranspiration für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

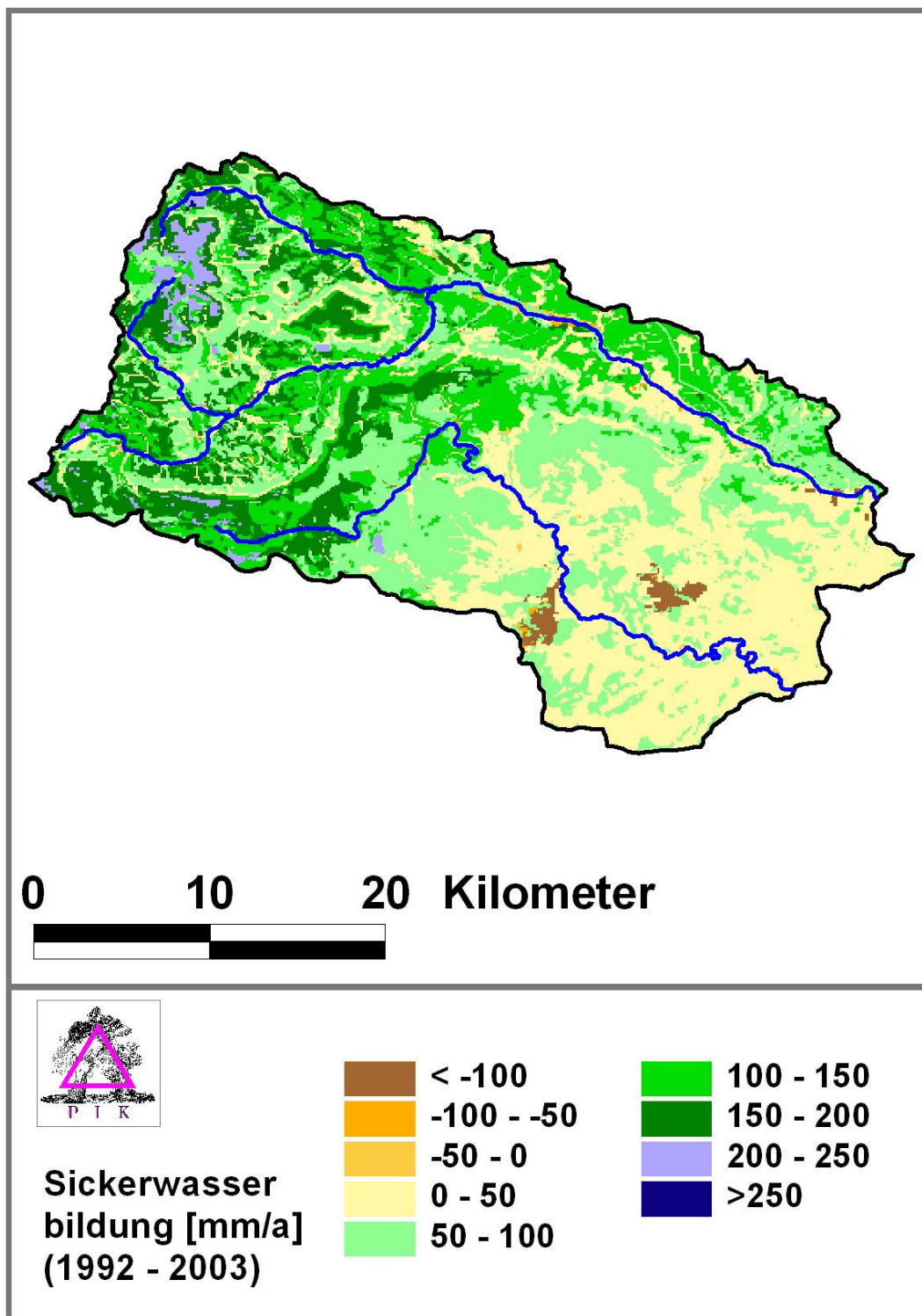


Abb. B.9: Mittlere jährliche Sickerwassermenge für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

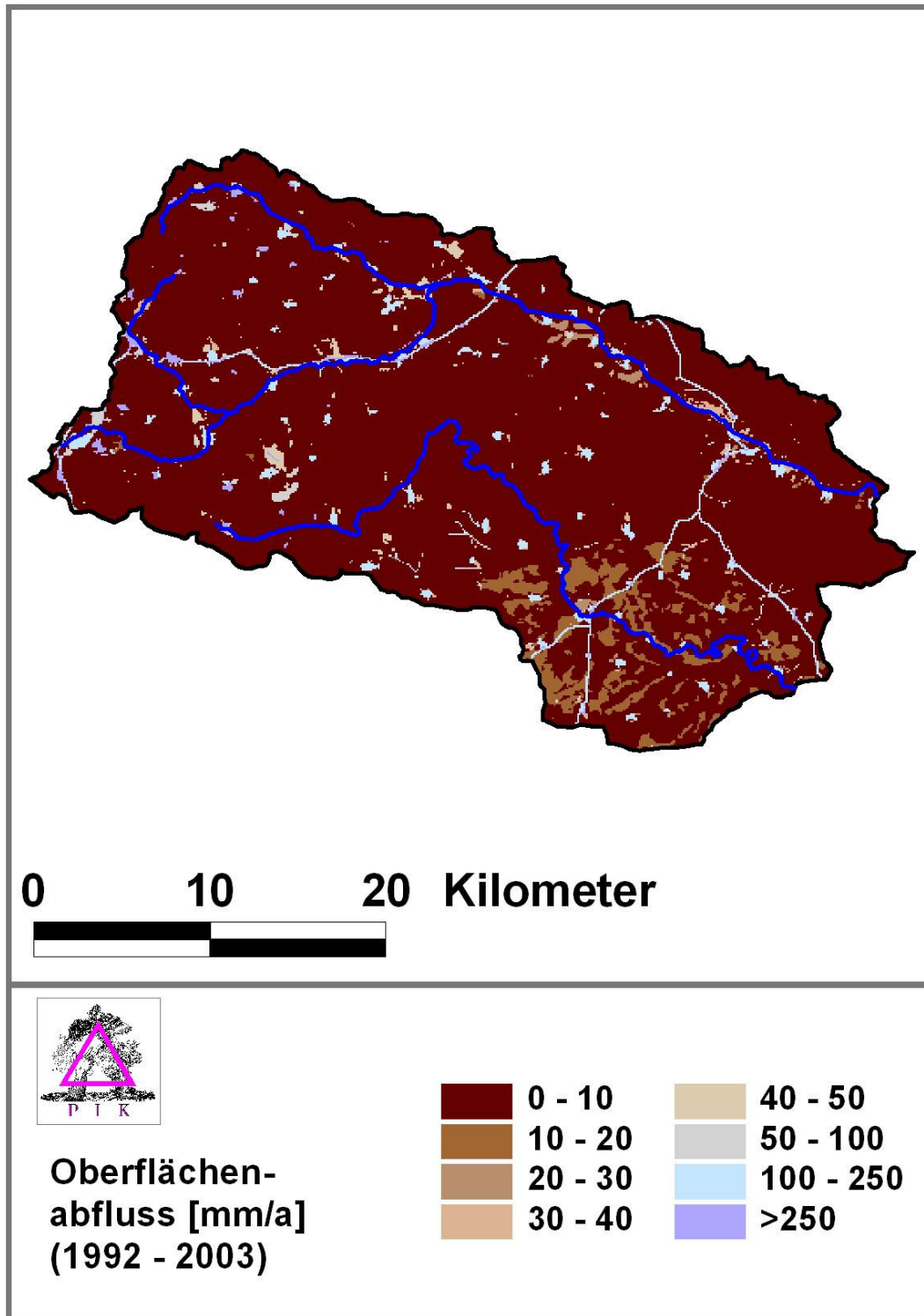


Abb. B.10: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss für die Fokusebene (Zeitraum 1992-2003).

*ANHANG B • SIMULATIONSERGEBNISSE FÜR DEN MITTLEREN
WASSERHAUSHALT*

Anhang C

Grundlagen der Szenarienanalyse

Die nachstehenden Tabellen geben einen Überblick über die bei der Szenarioanalyse verwendeten Chloridfrachten. Sie stellen den Stoffmengeninput der ausgewählten Jahre 1996, 1983 und 1987 (entsprechend der hydrologischen Situation trocken, mittel und feucht) als Jahressummenfracht dar. Die Frachten für das Standardszenario 2002 können den Angaben aus Kapitel 3.3 entnommen werden. Für die Hintergrundkonzentration wird weiterhin von einem Wert in Höhe von 0,097 g/l im Zulauf ausgegangen. Es wird bei dieser tabellarischen Zusammenstellung von folgenden Abkürzungen Gebrauch gemacht:

HA - Zustand der Haldenabdichtung

SV - Spülversatz

B - Zustand der Halde Bischofferode als unabgedichteter Haldenkörper

M - Überleitung der gefassten Haldenlauge aus dem LSB Volkenroda/Menteroda

Aufgeführt werden die Eintragspfade über

- diffuse Haldenzutritte in die Vorflut (Tab. C.1),
- Zulauf der gefassten Haldenlauge zum LSB Wipperdorf (Tab. C.2),
- abgestoßene Fracht über das LSB Sondershausen (Tab. C.3),
- Eintrag der geogenen Störungszonen als Gesamtwert der drei lokalisierten Eintrittspunkte (Wipper (Bleicherode), Bode (Bleicherode) sowie Wipper (Sondershausen); Tab. C.4).

Tab. C.1: Jahresfrachten der diffusen Haldenzutritte an den Werksstandorten Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen als Jahressummenwert bei unterschiedlichen Haldenabdichtungsgraden

Jahr	Jahressummenfracht der diffusen Haldenzutritte [t/a]			
	75% HA	100% HA	75% HA_B	100% HA_B
1996	32799	25083	38309	32429
1983	35735	28450	40937	35386
1987	55266	48018	60442	54919

Tab. C.2: Zulaufmengen zum LSB Wipperfurth der gefassten Haldenlauge bei unterschiedlich starkem Fortschreiten der Abdichtungsmaßnahmen und zusätzlicher Überleitung aus dem Becken Volkenroda/Menteroda als Jahressummenwerte unter Berücksichtigung des praktizierten Spülversatzes

Jahr	Jahressummenfracht im Zulauf zum LSB Wipperfurth [t/a]			
	75% HA	100% HA	75% HA_B	100% HA_B
	100% SV			
1996	12665	9686	13227	10434
1983	13799	10986	14329	11692
1987	24021	20871	24549	21574
	0% SV			
1996	34932	26714	46156	41679
1983	38058	30300	48655	44428
1987	24021	51141	69403	65198
	100% SV + M			
1996	27165	24186	27727	24934
1983	32549	29736	33079	30442
1987	50271	47121	50799	47824
	0% SV + M			
1996	49432	41214	60656	56179
1983	56808	49050	67405	63178
1987	85110	77391	95653	91448

Tab. C.3: Abstoßmengen aus dem LSB Sondershausen als Jahresfracht bei unterschiedlichem Abdichtungsgrad der Halde Sondershausen

Jahr	LSB Sondershausen [t/a]	
	75% HA	100% HA
1996	2693	2060
1983	2935	2336
1987	4538	3943

Tab. C.4: Geogene Gebietseinträge an den definierten Störungszonen als Jahressummenwert

Jahr	geogene Gebietseinträge [t/a]
1996	15489
1983	26793
1987	45531

Anhang D

Publikationen

Die hier vorgestellten Ergebnisse stehen in direktem Zusammenhang mit den Forschungsergebnissen, die innerhalb des Verbundprojektes *Flussgebietsmanagement Unstrut* (DGFZ 2001) erzielt wurden, so dass Teilergebnisse dieser Arbeit bereits vorab veröffentlicht wurden. Sie wurden in folgenden Conference-Proceedings, Beiträgen und Posterbeiträgen publiziert:

- Voß F., Pfützner B. (2004): Geogene und anthropogene Gewässerbelastungen im nördlichen Einzugsgebiet der Unstrut: Modellkonzepte zur Salzlaststeuerung; in Bronstert A., Thielen A., Merz B., Rode M., Menzel L. 2004: Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004, Hydrologische Wissenschaften - Fachgemeinschaft in der ATV-DVWK, Heft 05.2004, Band 2
- Voß F., Eulitz K., Sommer T., Pfützner B., Klöcking B. (2004): Geogene und anthropogene Gewässerbelastungen im nördlichen Einzugsgebiet der Unstrut: Modellkonzepte zur Salzlaststeuerung; in Ludwig R., Reichert D., Mauser W. 2004: 7. Workshop zur großskaligen Modellierung in der Hydrologie, Kassel University Press
- Voß F., Pfützner B., Klöcking B. (2003): Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut; in KLEEBERG H.-B. 2004: Klima - Wasser - Flussgebietsmanagement, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003, Hydrologische Wissenschaften - Fachgemeinschaft in der ATV-DVWK