

# **GLOWA-Elbe**

Auswirkungen des Globalen Wandels auf  
Umwelt und Gesellschaft im Elbe-Gebiet



## **Die Wirkung des Globalen Wandels im Unstrut-Einzugsgebiet**



### **Abschlussbericht**

#### **Teilprojekt 3**

”Das Unstrutgebiet als Beispiel für einen durch intensive Landwirtschaft  
geprägten funktionalen Landschaftstyp im Mittelgebirgsvorland”

**Förderprojekt des BMBF**

Förderkennzeichen: 07 GWK 03

Dresden, Dezember 2003

**Berichtsautor:**

Dr. rer. nat. Thomas Sommer (DGFZ) (Redaktion)

**unter Mitwirkung von:**

Dipl.-Agr.-Ing. Harald Feige (ehem. TLL)

Dr. rer. nat. Beate Klöcking (ehem. PIK)

Dr. agr. Steffi Knoblauch (TLL)

Dipl.-Agr.-Ing. Uta Maier (TLL)

Dr.-Ing. Mike Müller M.Sc. (DGFZ)

Dr. rer. nat. Bernd Pfützner (BAH)

**und mit Beiträgen von:**

Dr. Frank Wechsung (PIK) (Kap. 5.2.5)

Dipl.-Ing. Thomas Clausing (PIK) (Kap. 5.3)

**Beteiligte Einrichtungen:**



Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK)



Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)



Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ)



Büro für Angewandte Hydrologie (BAH)

## Inhalt

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungsverzeichnis	9
<b>1</b>	<b>Einleitung und Zielstellung .....11</b>
1.1	GLOWA Elbe - Auswirkungen des Globalen Wandels auf Umwelt und Gesellschaft im Elbe-Gebiet ..... 11
1.2	Einordnung in das Gesamtvorhaben GLOWA-Elbe ..... 12
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiet.....14</b>
2.1	Naturräumliche Gliederung des Einzugsgebietes der Unstrut..... 14
2.2	Konkretisierung des Untersuchungsgebietes ..... 15
2.3	Agrarraumnutzung ..... 16
2.4	Wassernutzungen ..... 18
<b>3</b>	<b>Methodik der Untersuchungen .....20</b>
3.1	Anwendung des Integrativen GLOWA-Elbe-Ansatzes im Teilprojekt Unstrut..... 20
3.2	IPCC Szenarienableitung..... 23
3.2.1	Referenzszenario ..... 24
3.2.2	Liberalisierungsszenario (A1) ..... 25
3.2.3	Ökologisierung-/ Regionalisierungsszenario (B2)..... 26
3.2.4	Szenario mit Klimawandel (A1K)..... 27
3.3	Messungen ..... 27
3.4	Modellierungen ..... 35
<b>4</b>	<b>Ableitung von Landnutzungsszenarien.....38</b>
4.1	Methodenentwicklung..... 39
4.1.1	Klassifizierung und Ermittlung der Wichtungsfaktoren..... 39
4.1.2	Auswahlbetriebe und Dummy..... 41
4.1.3	KUL Analyse ..... 42
4.1.4	Ermittlung von Multiplikatoren ..... 45
4.1.5	Ermittlung der Fruchtfolge..... 45
4.2	Status-quo zur Validierung des Bottom-up-Ansatzes ..... 46
4.3	Ableitung von Düngungsempfehlungen ..... 49
4.4	Landnutzungsszenarien..... 52
4.4.1	Referenzszenario ..... 52
4.4.2	Alternativszenarien A1 und B2: ..... 53
4.4.3	Klimaszenario ..... 55
4.5	Verortung der Landnutzungsszenarien im Rahmen der Gebietsmodellierung (Fruchtfolgen-Generator) ..... 57
<b>5</b>	<b>Ökosystemare Wirkungsanalyse .....58</b>
5.1	Messungen zum Wasser- und Stoffhaushalt ..... 58
5.1.1	Grundwasserdynamik..... 58
5.1.2	Stoffumsatz und –verlagerung in der ungesättigten/gesättigten Zone der Böden ..... 62
5.1.3	Grundwasserbeschaffenheit im Auenbereich ..... 71
5.1.4	Großräumige Grundwasserbeschaffenheit ..... 72
5.2	Modellierungen ..... 75
5.2.1	Das NA-Modell ArcEGMO ..... 75
5.2.1.1	Abflussbildung 79
5.2.1.2	Abflussprozess im Gewässer 79
5.2.1.3	Talsperren 79

	5.2.1.4	Schnittstelle zu Atmosphärenmodellen	82
	5.2.1.5	Schnittstelle zum Grundwasser-3D-Modell	82
	5.2.1.6	Entwicklung von Tools für die GIS-Datenaufbereitung	83
	5.2.2	Entwicklung eines PSCN-Moduls für ArcEGMO	84
	5.2.3	Grundwassermodell MODFLOW	90
	5.2.3.1	Modellgrundlagen	90
	5.2.3.2	Hydrogeologisches Strukturmodell	93
	5.2.3.3	Parameter des Strömungsmodells	95
	5.2.3.4	Randbedingungen	97
	5.2.3.5	Grundwasserentnahmen	98
	5.2.4	Entwicklung einer Programmumgebung zur Kopplung (CORRAM)	98
	5.2.4.1	Räumliche Diskretisierung	100
	5.2.4.2	Zeitdiskretisierung	101
	5.2.4.3	Modelltechnische Beschreibung der Kopplung	102
	5.2.5	Ertragsmodellierung mit dem Modellsystem SWIM	108
	5.2.5.1	Grundlagen	108
	5.2.5.2	Vorgehensweise und Ergebnisse	109
5.3		Simulation der Gewässergüte mit MONERIS	111
	5.3.1	Modellgrundlagen	111
	5.3.2	Berechnungsergebnisse – Status-quo-Analyse	118
<b>6</b>		<b>Ergebnisse der Szenario-Untersuchungen</b>	<b>119</b>
6.1		Wasserhaushalt	119
	6.1.1	Referenzszenario	119
	6.1.2	A1-Szenario	122
6.2		Stoffhaushalt	132
	6.2.1	Referenzszenario	132
	6.2.2	A1-Szenario	134
6.3		Landnutzung	136
<b>7</b>		<b>Betriebswirtschaftliche Wirkungsanalyse</b>	<b>137</b>
7.1		Methodik	137
7.2		Betriebswirtschaftliche Ergebnisse	138
	7.2.1	Matrix der betriebswirtschaftlichen Kennzahlen	138
	7.2.2	Ökonomische Bewertung der Szenarien	139
7.3		Wirkung einzelbetrieblicher Planungen auf die ökologische Situation	140
<b>8</b>		<b>Zusammenfassende Gegenüberstellung der Szenarien</b>	<b>143</b>
<b>9</b>		<b>Zusammenfassung</b>	<b>149</b>
<b>10</b>		<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>153</b>

## ANLAGEN

- A1: SOMMER, TH, KNOBLAUCH, ST.: Das Einzugsgebiet der Unstrut
- A2: KNOBLAUCH, ST.: Abflussmenge, NO<sub>3</sub>-Konzentration des Bodenwassers/ oberflächennahen Grundwassers, N-Austrag und N-Saldo auf Messplätzen im Altengotternschen Ried
- A3: KLÖCKING, B.: Hydrologische Flussgebietsmodellierung GLOWA Abschlussbericht – Werkvertrag (PDF-Datei)
- A4: KLÖCKING, B., STROBL, B., KNOBLAUCH, ST., MAIER, U. (2003): Development and allocation of land-use scenarios in agriculture for hydrological impact studies (PDF-Datei)
- A5: VAFB Jena: Betriebsanalyse nach den VDLUFVerfahren „Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung“ (KUL) (PDF-Datei)
- A6: SSCHUSTER, ST., & IIPSEN, D.: Befragung von Landwirten im Wassereinzugsgebiet der Unstrut (PDF-Datei)

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Entwicklungsalternativen nach IPCC	11
Abbildung 2:	Untersuchungsgebiet GLOWA-Elbe mit Teilprojekt-Gebieten	13
Abbildung 3:	Untersuchungsgebiet des TP3 (mit Landnutzung nach CIR-Biotoptypenklassifizierung) im Vergleich zum Gesamtgebiet des Freistaates Thüringen mit seiner politischen Gliederung in Landkreise und dem Einzugsgebiet der Unstrut	15
Abbildung 4:	Förderkapazitäten und reale Entnahmen des Grundwassers der Trinkwasserzweckverbände im Raum II	18
Abbildung 5:	Nutzungsverteilungen der geförderten Wassermengen im TWZV Bad Langensalza von 1993 bis 1999.	19
Abbildung 6:	Integrativer methodischer Ansatz (IMA) für GLOWA-Elbe	20
Abbildung 7:	Umsetzung der integrativen Methodik des Projektes GLOWA-Elbe im Teilraum Thüringen (TP 3)	21
Abbildung 8:	Wechselbeziehungen zwischen dem Agrarbereich und weiteren naturräumlichen sowie ökonomisch-gesellschaftlichen Bereichen ( <i>Maßstab: regional, überregional, global</i> )	22
Abbildung 9:	GW-Messnetz Raum 2	29
Abbildung 10:	Messanordnung zu Detailuntersuchungen im Altengotternschen Ried	31
Abbildung 11:	Sicker- und Grundwassermessplatz im Altengotternschen Ried (Messstellen: GWS II/1 mit A3U und GWS II/3 mit A5; s. Abbildung 10)	31
Abbildung 12:	Darstellung einer Lysimeteranlage in der Auenniederung (Messplätze A1 und A3; s. Abbildung 10)	34
Abbildung 13:	Schematische Darstellung der Komponenten eines gekoppelten Flussgebietsmodells	36
Abbildung 14:	Modellierungen und ihre Verknüpfungen im TP Unstrut.	37
Abbildung 15:	Landkreise, die im Unstrut-EZG liegen. (dunkelgrau: Landkreis mit Auswahlbetrieb, hellgrau Landkreise im Unstrut-Einzugsgebiet)	38
Abbildung 16:	Beispiel einer Betriebsbewertung nach KUL	43
Abbildung 17:	Schematische Darstellung der methodischen Schritte	48
Abbildung 18:	Veränderungen der Landnutzung unter den Bedingungen der Liberalisierung und Regionalisierung im Vergleich zur Referenz unter AGENDA - Bedingungen	54
Abbildung 19:	Veränderung der Landnutzung unter den Bedingungen der Globalisierung ohne Klimawandel ( $A^1$ ) und mit Klimaänderungen ( $A^{1K}$ ) (Klimaszenario für 2046-55)	55
Abbildung 20:	Übertragung der vertikalen Fruchtfolge auf die Fläche im Raum 1 des Unstrut-Untersuchungsgebietes	57
Abbildung 21:	Grundwasserstände bei Mittelwasser im Untersuchungsraum 2 (Status-quo)	58
Abbildung 22:	Langjähriger Trend der Grundwasserstände in Speisungsgebiet (a) und Entlastungsgebiet (b) (Beachte Teilung der Ordinate!)	59
Abbildung 23:	Grundwasserganglinien im Keuper-Grundwasserleiter.	60
Abbildung 24:	Grundwasserganglinien im Muschelkalk (links) und im Keuper (rechts)	60
Abbildung 25:	Grundwasserganglinie in der Unstrutaue.	61
Abbildung 26:	Nitratkonzentration und N-Fracht auf den Untersuchungsstandorten im Einzugsgebiet der Unstrut	63
Abbildung 27:	Verlauf der Nitrat-, $Br^-$ - und $Cl^-$ -Konzentration in verschiedenen Tiefen des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand auf der Vega A3U in den Jahren 2002 und 2003	65
Abbildung 28:	Verlauf der Nitrat-, $Br^-$ - und $Cl^-$ -Konzentration in verschiedenen Tiefen (Angaben in cm) des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand (GW) auf dem Gley A5 in den Jahren 2002 und 2003	67
Abbildung 29:	Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischem Stickstoff, $N_t$ und $C_t$ in den Auensedimenten der Gley-Vega unter Ackernutzung	68
Abbildung 30:	Verlauf der Phosphor-, $Br^-$ - und $Cl^-$ -Konzentration in verschiedenen Tiefen des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand auf dem Gley A5 in den Jahren 2002 und 2003	69

Abbildung 31:	Stickstoff- und Ammonium am Messplatz GWS II/3	72
Abbildung 32:	Sulfat und Chlorid im Grundwasser (Muschelkalk und Keuper)	73
Abbildung 33:	Stickstoffverbindungen im Grundwasser (Muschelkalk und Keuper)	75
Abbildung 34:	GIS-Datenmodell Unstrut – Teilgebietsgliederung und Gewässerabschnitte	78
Abbildung 35:	Steuerbarer Abflussbereich	81
Abbildung 36:	HydroTool – Selektion der Oberlieger und Strahlerordnung	84
Abbildung 37:	Das PSCN-Modul im Rahmen des hydrologischen Einzugsgebietsmodells ArcEGMO – Überblick über die simulierten Teilprozesse	85
Abbildung 38:	Modelldiskretisierung im Programm MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)	90
Abbildung 39:	Strömung in die Zelle i,j,k von der Zelle i, j-1, k im Finite-Differenzen- Modell MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)	91
Abbildung 40:	Abbildung der eines Gewässers im Programmsystem MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)	93
Abbildung 41:	Geologische Modellkarte des Untersuchungsgebietes (Raum II)	94
Abbildung 42:	Modellschnitt mit Permeabilitätsbarriere (15-fach überhöht)	94
Abbildung 43:	Datenbasis für hydraulische Parameter des GW-Modells.	96
Abbildung 44:	Verteilung der T-Werte in den Modellschichten (Abkürzungen s. Tabelle 1)	96
Abbildung 45:	Spannweiten der T-Wert in den Modellschichten.	97
Abbildung 46:	Randbedingungen des Grundwassermodells	98
Abbildung 47:	Schematische Darstellung der Kopplung von GW-Modell und NA-Modell	99
Abbildung 48:	Kopplung unterschiedlicher räumlicher Diskretisierungen	101
Abbildung 49:	Kopplung unterschiedlicher zeitlicher Diskretisierungen, bezogen auf ein Rasterelement	102
Abbildung 50:	Schema der programmtechnischen Kopplung	105
Abbildung 51:	Schematische Darstellung der Abbildung des Wasserkreislaufes im Modellsystem SWIM	108
Abbildung 52:	Schematische Darstellung des EPIC Vegetationsmoduls im Modellsystem SWIM	109
Abbildung 53:	Vergleich der Abflussmessungen für die Stationen Schwerstedt	113
Abbildung 54:	Gliederung des Untersuchungsgebietes für die Simulation mit MONERIS, berücksichtigte Messstellen und Nährstoff-Punktquellen	116
Abbildung 55:	Lage des Untersuchungsgebiets in Thüringen mit den für die Simulation herangezogenen Klimastationen	119
Abbildung 56:	Vergleich der simulierten Niederschlagsverteilung bei Zugrundelegung aller verfügbaren Daten (linkes Bild) mit der auf der Basis des Referenzszenarios (rechtes Bild)	120
Abbildung 57:	Landnutzung und landwirtschaftliches Anbauverhältnis im Untersuchungsgebiet	120
Abbildung 58:	Mittleres jährliches Transpirationsdefizit (Wasserstress) für die Validierungs- periode und das Referenzszenario	121
Abbildung 59:	Monatliche Niederschlagsverteilung der untersuchten Szenariorealisationen	124
Abbildung 60:	Veränderung der mittleren jährlichen Verteilung von Niederschlag und Transpirationsdefizit unter dem Szenario A1 (Dekade 2045 - 2055) im Vergleich zum Basisszenario (Dekade 1990 - 2000)	126
Abbildung 61:	Veränderung der mittleren jährlichen Verteilung von Grundwasserneubildung unter dem Szenario A1 (Dekade 2045-2055) gegenüber dem Referenzszenario	127
Abbildung 62:	Mittlerer Jahresgang der klimatischen Wasserbilanz für das Einzugs-gebiet bis zum Pegel Nängelstedt für verschiedene Bezugsperioden	128
Abbildung 63:	Mittlerer Abflussjahresgang am Pegel Nängelstedt für verschiedene Bezugsperioden	128
Abbildung 64:	Mögliche künftige Defizite in der Nutzwasserbereitstellung am Beispiel der Talsperre Seebach	130
Abbildung 65:	Differenz der mittleren Grundwasserstände zwischen Referenz-Szenario und Szenario A 1 (link: Zeitraum 2018 – 2022; rechts: Zeitraum 2045-2055)	131
Abbildung 66:	Bilanzgrößen der Grundwassermodellierung im Vergleich zwischen Referenz-Szenario und kritischem Zeitraum 2018 und 2022 des A1-Szenarios	131

Abbildung 67:	Mittlerer jährlicher Stickstoff-Austrag aus der Bodenzone mit dem Sickerwasser (Links: Referenzsimulation, rechts: Basisszenario)	133
Abbildung 68:	Veränderung des Stickstoffaustrages unter dem Szenario A1 (Dekade 2045-2055) im Vergleich zum Referenz (1990 – 2000)	134
Abbildung 69:	Ergebnisse der Gütemodellierungen mit MONERIS (Einzugsgebiet Pegel Oldisleben)	135
Abbildung 70:	Vergleich der Wandelszenarien für ausgewählte Parameter	139
Abbildung 71:	Vergleich des Szenarios A1 mit dem klimabeeinflussten Szenario A1K für ausgewählte Parameter	140
Abbildung 72:	Vergleich einer KUL-Auswertung für den IST-Zustand mit einer simulierten KUL-Auswertung für die Landnutzung im B2-Szenario für einen Auswahlbetrieb	141
Abbildung A1-73:	Flussgefälle der Unstrut (Datenquelle: TLU, 2000)	161
Abbildung A1-74:	Entwicklung der Einzugsgebietsgröße der Unstrut ( Datenquelle: TLUG)	162
Abbildung A1-75:	Thüringer Becken, geologische Übersicht und regionalgeologische Einheiten.	163
Abbildung A1-76:	Profilardarstellung der NE-Flanke der Mühlhausen - Bad Langensalzaer Teilmulde mit Permeabilitätsgrenze.	168
Abbildung A1-77:	Lagerungsverhältnisse elsterkaltzeitlicher und jüngerer quartärer Sedimente im Thüringer Becken.	169
Abbildung A1-78:	Profilbeschreibung der Gley-Vega in der Auenniederung und der Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet des untersuchten Flusseinzugsgebietes der Unstrut	170

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Agrarraumnutzung im Untersuchungsgebiet 1999 (Quelle: TLS, 2000)	17
Tabelle 2:	Szenarienannahmen	23
Tabelle 3:	Agenda 2000-Maßnahmen	24
Tabelle 4:	Degression der Direktzahlungen	25
Tabelle 5:	GW-Messstellen im Raum II	29
Tabelle 6:	Messkomponenten im Altgotternschen Ried	32
Tabelle 7:	Klassifizierung und Ermittlung der Wichtung	40
Tabelle 8:	Auswahlbetriebe im Untersuchungsgebiet	41
Tabelle 9:	Betriebsbezogene Wichtung und Hochrechnungsfaktoren	45
Tabelle 10:	Vergleich der Ackerflächennutzung und Fruchtfolgeglieder aus Agrarstatistik 1999 und der Hochrechnung aus den realen Betriebsdaten der Auswahlbetriebe 1999 (Status-quo)	46
Tabelle 11:	Vertikale Fruchtfolge im Status-quo	47
Tabelle 12:	Klassifikation von Bodentypen in Abhängigkeit von ihrem Ertragspotential	49
Tabelle 13:	N- Gesamtbedarf (kg/ha)	50
Tabelle 14:	P, K, Mg- Gesamtbedarf (kg/ha)	51
Tabelle 15:	Anzahl der Fruchtfolgeglieder der Szenarien A1, B2, A1K im Vergleich zur Referenz	56
Tabelle 16:	Analysenergebnisse der GW-Beprobung (geogene Bestandteile)	72
Tabelle 17:	Analysenergebnisse der GW-Beprobung (Stickstoffverbindungen)	74
Tabelle 18:	Überblick über die räumlichen Grundlagenkarten für die NA-Modellierung	76
Tabelle 19:	Überblick über die verfügbaren Messreihen für die NA-Modellierung	77
Tabelle 20:	Angepasste Pflanzenparameter für die Lysimeterstandorte A3 und A4 im Altgotternschen Ried (s. Abbildung 10)	89
Tabelle 21:	Parameter zum Umsatz der organischen Primärschubstanz der untersuchten Fruchtarten	89
Tabelle 22:	Humusmineralisierungskoeffizient $k_{hum}$ und Nitrifizierungskoeffizient $k_{nit}$	90
Tabelle 23:	Modellschichten des Grundwassermodells	93
Tabelle 24:	Simulierte und geschätzte relative Änderungen in % bei der Ausschöpfung des regionalen Ertragspotentials in den Landkreisen des Unstrutgebietes für die Kulturen	110
Tabelle 26:	Kurzcharakteristik der kommunalen Klärwerken im Untersuchungsgebiet	114
Tabelle 27:	Dateninput von MONERIS - Unterteilung der Eingangsdatei „basicinfo.xls“	116

Tabelle 28:	Auflistung und Gegenüberstellung der genutzten Datenbasis für die MONERIS-Validierung im Untersuchungsgebiet	117
Tabelle 29:	Ergebnisse der MONERIS-Simulation für Pegel Oldisleben für das Jahr 1995	118
Tabelle 30:	Jahresniederschlag, Grundwasserneubildung (GWN) und Zusatzwasserbedarf auf einem tiefgründigen Lößstandort und einen Tonmergelrendzina-Standort unter Szenariobedingungen A1 mit verschiedenen Klima-Realisierungen	123
Tabelle 31:	Virtuelle Fruchtfolge für das Anbauverhältnis im Untersuchungsgebiet unter dem Szenario A1	125
Tabelle 32:	Betriebswirtschaftliche Kenngrößen der Wandelszenarien	138
Tabelle 33:	Tabellarische Zusammenstellung der Wandelszenarien	147
Tabelle A1-34:	Hauptwerte des Jahresabflusses an den Unstrutpegeln	161
Tabelle A2-35:	Abflussmenge, NO <sub>3</sub> -Konzentration des Bodenwassers/ oberflächennahen Grundwassers, N-Austrag und N-Saldo auf den Vegen und dem Gley in der Auenniederung	172
Tabelle A2-36:	Abflussmenge, NO <sub>3</sub> -Konzentration des Sickerwassers, N-Austrag und N-Saldo auf der Tonmergel-Rendzina im Speisungsgebiet	173



## Abkürzungsverzeichnis

ArcEGMO	Niederschlags-Abfluss-Modell ArcEGMO
BAH	Büro für Angewandte Hydrologie
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
CIR	Colored Infrarot (farbige Infrarot-Landnutzungskarten)
CORRAM	Coupled Rainfall Runoff Aquifer Model
DGFZ	Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
DL	Datenlogger
DOC	dissolved organic carbon (Gelöster organischer Kohlenstoff)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EZG	Einzugsgebiet
FIS	Fachinformationssystem
GIS	Geographisches Informationssystem
GLOWA	Globaler Wandel
GOK	Geländeoberkante
GVE	Großvieheinheit
GVE/ha LF	Großvieheinheit pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche
GW	Grundwasser
GWM	Grundwassermessstelle
GWN	Grundwasserneubildung
GWS	Grundwassersammler
HFA	Hauptfruchtart
HFFL	Hauptfutterfläche
IGB11	Institut für Binnenfischerei und Gewässerökologie
IMA	Integrativer Methodischer Ansatz
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KUL	Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung
KULAP	Programm zur Förderung von umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen
L/d*EW	Liter pro Tag und Einwohner
LF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
NA(-Modell)	Niederschlags-Abfluss(-Modell)
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe

Ngst	Nägelstedt
NWR	Nachwachsende Rohstoffe
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PIK	Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e.V.
PLANAK	Bund-Länder-Planungsausschuss für Agrarstruktur und Küstenschutz
PQu	Popperröder Quelle
PSCN(-Modul)	Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Modul
RGV	Rauhfutterfressende Großvieheinheit
SM	Staatliche (Grundwasser-)Messstelle
SUA	Staatliches Umweltamt
SWIM	Soil Water Integrated Modelling
TEZG	Teileinzugsgebiet
Tha	Tausend Hektar
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TLS	Thüringer Landesamt für Statistik
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (bis 1999: TLG: Thüringer Landesanstalt für Geologie und TLU: Thüringer Landesanstalt für Umwelt)
Tm <sup>3</sup>	Tausend Kubikmeter
TMLNU23	Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt
TP	Teilprojekt
T-Werte	Transmissivitäts-Werte
TWZV	Trinkwasserzweckverband
UG	Untersuchungsgebiet
UQu	Unstrut-Quelle
WTO	World Trade Organisation

# 1 Einleitung und Zielstellung

## 1.1 GLOWA Elbe - Auswirkungen des Globalen Wandels auf Umwelt und Gesellschaft im Elbe-Gebiet

Im Mittelpunkt des Projektes GLOWA-Elbe steht die Frage nach den Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasserverfügbarkeitsprobleme und Wassernutzungskonflikte im Elbegebiet (Abbildung 2). Grundlage aller Aussagen des Projektes sind gezielte Simulationsexperimente mit Klima-, hydrologischen, ökohydrologischen, ökonomischen und Vegetationsmodellen sowie Kalkulationsrahmen zu den Richtungen und Wirkungen des globalen Wandels. In der ersten Phase von GLOWA-Elbe wurden schwerpunktmäßig die Folgen eines veränderten Wasserdargebots untersucht.

Ausgangspunkt der Analysen in GLOWA-Elbe sind Szenarien über die künftige Entwicklung der wesentlichen Bestimmungsgrößen von Wassermenge und Wasserqualität im Elbe-Einzugsgebiet unter den Bedingungen des globalen Wandels. Hierzu zählen neben dem Klimawandel, Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung und Siedlungsstruktur, zur Entwicklung der Energiewirtschaft, der Agrarpolitik und der Landnutzung. Die sozioökonomischen Szenarien des globalen Wandels folgen zwei postulierten Hauptrichtungen der künftigen Entwicklung (IPCC 1996) (s. Abbildung 1):

- Liberalisierung/Globalisierung (A1),
- Ökologisierung/Regionalisierung (B2).

<b>A1</b> globalisiert	A2 Ökonomie dominiert
ökologisch B1	regionalisiert <b>B2</b>

**Szenario A1** geht von einer globalisierten d.h. für den Agrarmarkt liberalisierten Entwicklung aus.

**Szenario B2** rechnet mit einer regionalisierten und umweltbewussteren Gestaltung der Rahmenbedingungen.

**Abbildung 1: Entwicklungsalternativen nach IPCC**

Die Szenarientwicklung basiert auf Abstimmung mit den Stakeholdern, verfügbaren Studien und Modellrechnungen. Sie berücksichtigt aber auch Visionen von Bürgern, die in Szenarien zu übersetzen waren (WECHSUNG, 2004).

## 1.2 Einordnung in das Gesamtvorhaben GLOWA-Elbe

Ziel des Teilprojektes 3 – Unstrut – ist die Untersetzung der makroskaligen Analysen für das Gesamteinzugsgebiet der Elbe bzgl. der Auswirkungen des Globalen Wandels (Klima, Politik, Ökonomie) auf den landwirtschaftlichen Sektor und auf den Wasser- und Stoffhaushalt. Auf Grund seiner spezifischen räumlichen Gegebenheiten (agrarisch intensiv genutztes Kulturlandschaft im Flusseinzugsgebiet der Elbe) und der Datenverfügbarkeit aus früheren und laufenden Projekten, stellt das mesoskalige Untersuchungsgebiet der Unstrut ein geeignetes Beispielsgebiet zur Durchführung genesteter Untersuchungen dar.

Im Rahmen des „GLOWA-Elbe-Schwerpunkt Agrar“ widmet sich das TP Unstrut insbesondere

- der detaillierten Prozessaufklärung sowohl hinsichtlich der ökosystemaren als auch der ökonomischen Prozesse und Wirkmechanismen (Messungen zur Wasser- und Nährstoffdynamik an der TLL und dem DGFZ, ökonomische Untersuchungen der TLL auf der Basis realer landwirtschaftlicher Betriebe)

und

- der Modellierung auf der Basis möglichst feiner Eingangsdaten (gekoppelte Modellierung, PIK, DGFZ, BAH und MONERIS-Simulation am PIK/IGB, SWIM-Modellierung am PIK).

Die Methodik im TP 3 entspricht dem integrativen und partizipativen Ansatz des Verbundprojektes “GLOWA-Elbe” (Integrationsansatz) mit folgenden problem- und raumspezifischen Ausprägungen:

- Das Thüringer Becken ist weniger von akuten Problemen belastet als andere Regionen im Einzugsgebiet der Elbe, wie z. B. das Obere Spreegebiet mit dem Problem der Wasserquantität. Deshalb liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Beantwortung der Frage, wie die Dynamik des globalen Wandels auf einen agrarisch geprägten Raum wirken wird. Die vielfältigen Wechselbeziehungen der Landwirtschaft mit anderen Bereichen lassen vermuten, dass Veränderungen der Rahmenbedingungen des Globalen Wandels zu Problemsituationen führen, die unter den heutigen Bedingungen nicht auftreten. Es werden z. B. Veränderungen der Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität erwartet, die zu Nutzungskonflikten führen können.
- In diesem Zusammenhang geht es vor allem um die Darstellung und Bewertung von integrierten Raumentwicklungsstrategien unter Berücksichtigung künftiger Problembereiche, die sich durch Prozesse des Globalen Wandels ergeben. Dazu ist eine vorbereitende Systemanalyse im stärkerem Umfang, als in den übrigen Teilprojekten des Forschungsverbundes GLOWA-Elbe erforderlich.
- Die enge Vernetzung insbesondere mit den Teilprojekten 1.2 und 1.3 des Verbundprojektes ist mit einer gemeinsamen Bewertung der Wandelszenarien nach spezifischen Nachhaltigkeitskriterien (Schritt 4 des Integrationsansatzes) verbunden.

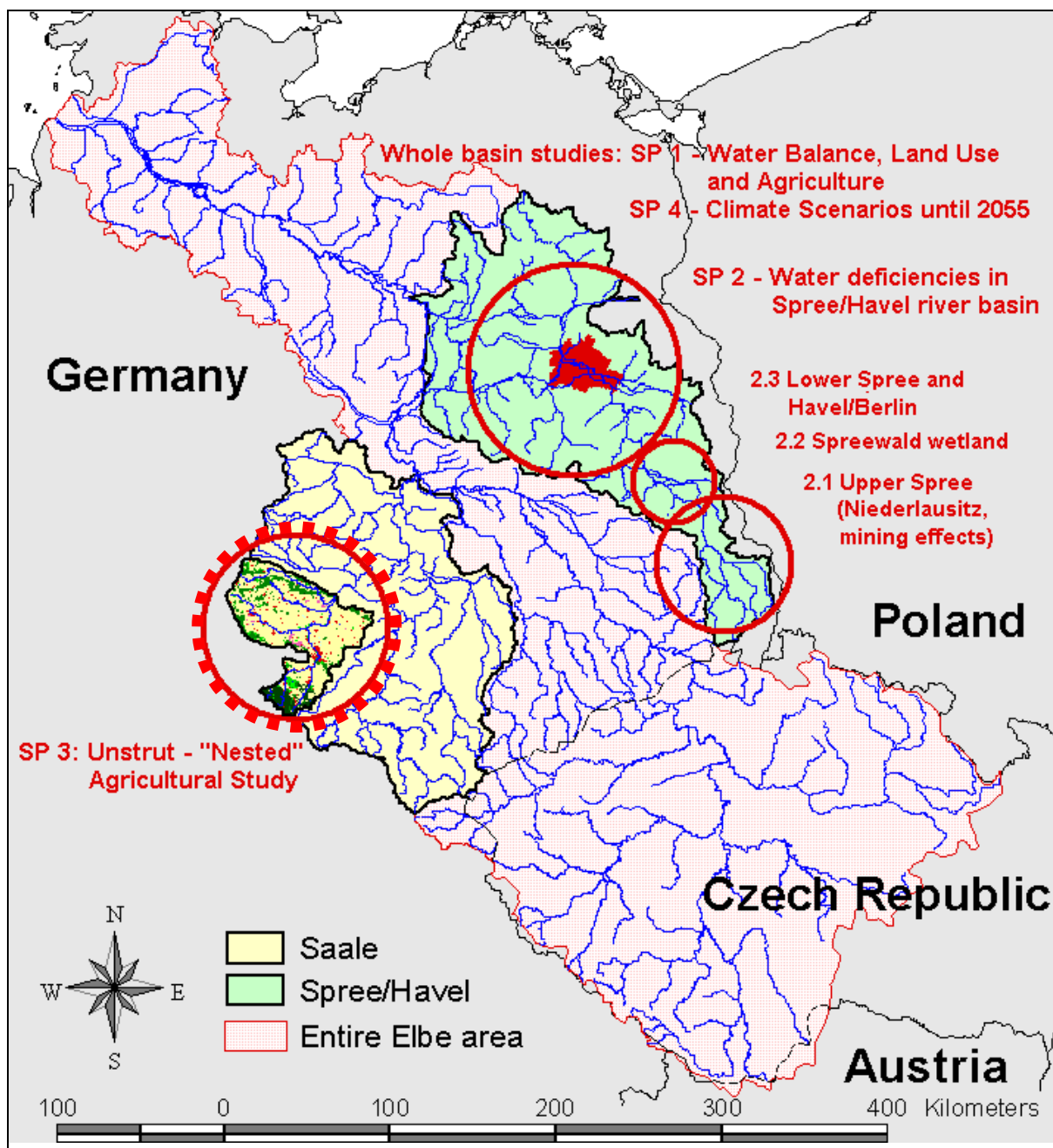


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet GLOWA-Elbe mit Teilprojekt-Gebieten

## 2 Untersuchungsgebiet

### 2.1 Naturräumliche Gliederung des Einzugsgebietes der Unstrut

Die Unstrut ist das zentrale Fließgewässer des Thüringer Beckens (s. Abbildung 3). Nach einer Lauflänge von 189 km mündet sie bei Naumburg links in die Saale, einem der Hauptnebenflüsse der Elbe. Das gesamte Einzugsgebiet der Unstrut beträgt 6.313 km<sup>2</sup> und ist topographisch und klimatologisch stark differenziert. Die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet der Unstrut zeigt deutlich die Luv- und Lee-Wirkung umliegender Höhenzüge. So wirken die Höhenzüge von Dün, Ohmgebirge und Hainleite für das Thüringer Becken, sowie Harz und Kyffhäuser für die Unstrut-Helme-Niederung als 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 (Gebietsdurchschnitt alte Bundesländer: 873 mm; Gebietsdurchschnitt Thüringen: 693 mm; TLU & TLG, 1996; S. 8), während in den Quellgebieten der Unstrut und ihrer Nebenflüsse bei Geländehöhen von bis zu 950 m über NN im Thüringer Wald Niederschlagsmengen von bis zu 1.000 mm auftreten können (STEINMÜLLER, 1974; TLU & TLG, 1996; TLU, 2000).

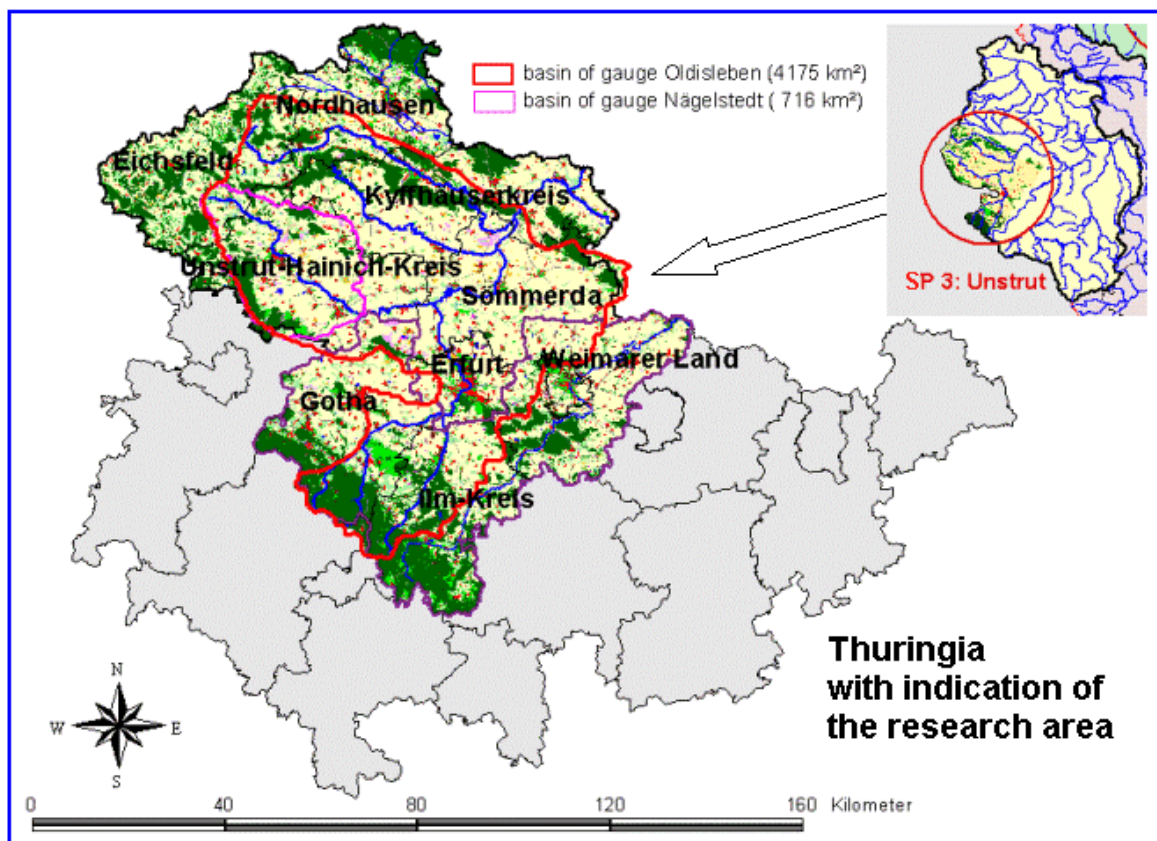
Bereits ab Flusskilometer 25 (südlich von Mühlhausen) trägt die Unstrut unter natürlichen Bedingungen aufgrund des sehr geringen Längsgefälles den Charakter eines typischen, stark mäandrierenden Flachlandflusses mit nur mäßiger Fließgeschwindigkeit und schwacher Schleppkraft, eingebettet in flussnahe Auen mit ihren hohen Retentionspotentialen für Wasser und den von ihm transportierten Stoffen. 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 Becken als einer der besten Agrarstandorte Deutschlands. 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**. Die nahezu gehölzlosen Ufer sind meist mit Steinschüttungen gesichert und die einstigen natürlichen Retentionsräume durch Dämme abgeschnitten. Der Grünlandanteil in der Aue ist zugunsten der großschlägigen intensiven Ackernutzung durch umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen auf ca. 10 % reduziert. Gleichzeitig ist der Gehölzanteil stark zurückgegangen, was zu einer extremen Verminderung der Artenvielfalt in diesen Bereichen führte. Auentypische Biotop sind nur noch kleinräumig an den wenigen nicht regulierten Abschnitten der Unstrut zu finden.

Eine detaillierte Beschreibung der Hydrographie und Geologie des Untersuchungsgebietes ist in der Anlage A1 (TH. SOMMER: Das Einzugsgebiet der Unstrut) enthalten.

## 2.2 Konkretisierung des Untersuchungsgebietes

Die integrierte Modellierung von ökosystemar-hydrologischen und sozioökonomischen Prozessen wird dadurch erschwert, dass es bislang keinen Zusammenhang zwischen der gesellschaftlich-politischen (Länder, Kreise, Gemeinden) und der naturräumlichen Raumgliederung z.B. nach Flusseinzugsgebieten in Deutschland gibt. Ökosystemar-hydrologische Untersuchungen erfolgen in der Regel auf der Basis von Flusseinzugsgebieten, betriebs- und regionalwirtschaftlichen Analysen jedoch für politische Raumgliederungen. Deshalb wurde das Untersuchungsgebiet in Absprache mit allen Projektpartnern vom Einzugsgebiet der Unstrut auf alle Landkreise, die Teile des Unstruteinzugsgebietes enthalten, ausgedehnt (Abbildung 3).



rot umrandet: TEZG Pegel Oldisleben (Raum 1); lila umrandet TEZG Pegel Nägelstedt (Raum 2)

**Abbildung 3: Untersuchungsgebiet des TP3 (mit Landnutzung nach CIR-Biototypenklassifizierung) im Vergleich zum Gesamtgebiet des Freistaates Thüringen mit seiner politischen Gliederung in Landkreise und dem Einzugsgebiet der Unstrut**

Für diese Arbeiten wurde sich auf die Außengrenzen der sechs Kreise: Eichsfeld, Unstrut-Hainich-Kreis, Nordhausen, Kyffhäuserkreis, Erfurt und Sömmerda geeinigt. Damit werden 37 % der landwirtschaftlichen Fläche Thüringens abgedeckt. Die Kreise überdecken das Einzugsgebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben. Die ökosystemaren Wirkungsanalysen hinsichtlich der Auswirkung der Wandelszenarien auf die Gewässerqualität und die laterale Abflussdynamik erfolgten in genesteter Form für die Einzugsgebiete der Unstrutpegel Oldisleben (4175 km<sup>2</sup>, Raum 1) und Nägelstedt (716 km<sup>2</sup>, Raum 2). Ein Schwerpunkt der detaillierten Untersuchungen im Raum 2 ist die Untersuchung der Retentionskapazität von Flussaueu bzgl. der Wasser- und Nährstoffflüsse. Dazu wurden umfassende Mess-Programme durchgeführt, die der Begleitung von Modellierungen im Feld- und Einzugsgebietsmaßstab dienen.

### **2.3 Agrarraumnutzung**

Das Unstrutgebiet, als Teilraum des Saale-Einzugsgebietes, kann als eine landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebirgsvorlandregion charakterisiert werden.

Im Thüringer Landesdurchschnitt werden mehr als 77 % der LF als Ackerland genutzt und 22 % sind als Grünland ausgewiesen. Die 5 Kreise bewirtschaften mehr als 88 % ackerbaulich und nur rund 11 % sind als Grünlandflächen erfasst. Die ackerbauliche Nutzung liegt demnach erheblich über dem Thüringer Durchschnitt.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über eine landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche von 300 Tsd ha, das sind 37,3 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Thüringen. Der Anteil Ackerland macht 42,4 % aus und der Grünlandanteil beträgt 19,0 %, gemessen an Thüringen insgesamt (Tabelle 1).

Die guten Voraussetzungen für den Ackerbau im Untersuchungsgebiet lassen dem Bereich der Tierproduktion eine weniger große Bedeutung zukommen. Außer dem Landkreis Eichsfeld liegen alle 4 Kreise beim Rinderbesatz unter dem thüringer Landesdurchschnitt von 49,6 Stück/100 ha. Ähnlich verhält es sich im Mutterschafbesatz. Hier schwanken die Bestände von 12,6 Mutterschafen/100 ha LF im Kreis Sömmerda bis 25,6 Mutterschafe/100 ha LF im Kyffhäuserkreis. 2,9 % der LF werden durch den Ökolandbau bewirtschaftet (Bericht zur Entwicklung der Landwirtschaft in Thüringen 2001).



Tabelle 1: Agrarraumnutzung im Untersuchungsgebiet 1999 (Quelle: TLS, 2000)

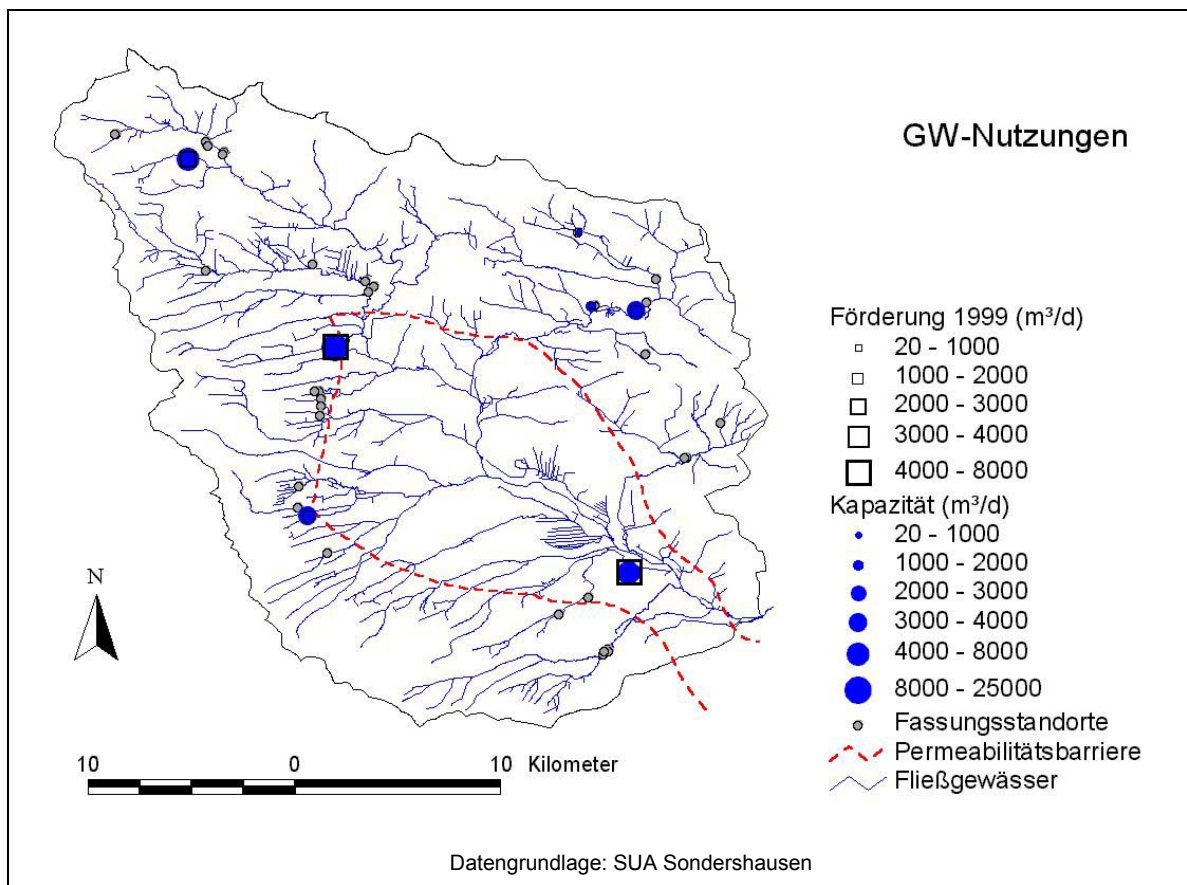
Untersuchungsgebiet	R1						R2		Thüringen insgesamt	
	Kreise	Eichsfeld	Unstrut- Hainich Kreis	Nordhausen	Kyffhäuser- kreis	Sömmerda mit Erfurt	Gotha	Weimarer Land		Ilm Kreis
Fläche [km <sup>2</sup> ] <sup>1</sup>		940	975	711	1035	1073	936	803	843	16172
Landwirtschaftliche Nutzfläche [km <sup>2</sup> ]		491	728	368	676	736	467	557	334	8050
Ackerland [%]		77.3	90.2	83.3	89.9	94.2	80.4	91.3	72.9	77.6
Grünland [%]		22.6	9.2	15.9	9.5	4.7	16.9	8.4	27.1	22.0
Ackerkulturen in % der Ackerfläche										
Winterweizen		23.3	34.5	28.8	34.3	35.8	32.5	31.2	29.8	27.4
Wintergerste		17.8	6.1	15.0	11.0	7.6	10.5	7.0	8.7	10.7
Sommergerste		5.3	14.6	7.9	9.2	11.3	6.7	16.0	9.6	11.2
Ölfrüchte		20.4	16.8	19.5	18.0	19.0	16.4	15.8	18.5	17.6
Leguminosen		3.4	4.7	3.1	5.1	4.6	3.7	4.5	3.6	3.8
Hackfrüchte		0.4	3.6	2.3	3.6	4.7	4.2	4.0	1.4	2.7
Futter		13.3	6.0	7.2	5.4	7.1	7.5	9.9	11.7	11.7
Brache		3.3	5.3	4.9	5.1	2.4	4.8	5.9	4.2	4.3
Sonst. Nutzung		12,8	8,4	11,3	8,3	7,5	13,7	5,7	12,5	10,6
Tierbesatz [GV/100 ha LF]		57.0	32.3	40.2	29.7	32.9	57.6	50.3	49.9	54.1

<sup>1</sup> 1999 [www.tls.thueringen.de](http://www.tls.thueringen.de)

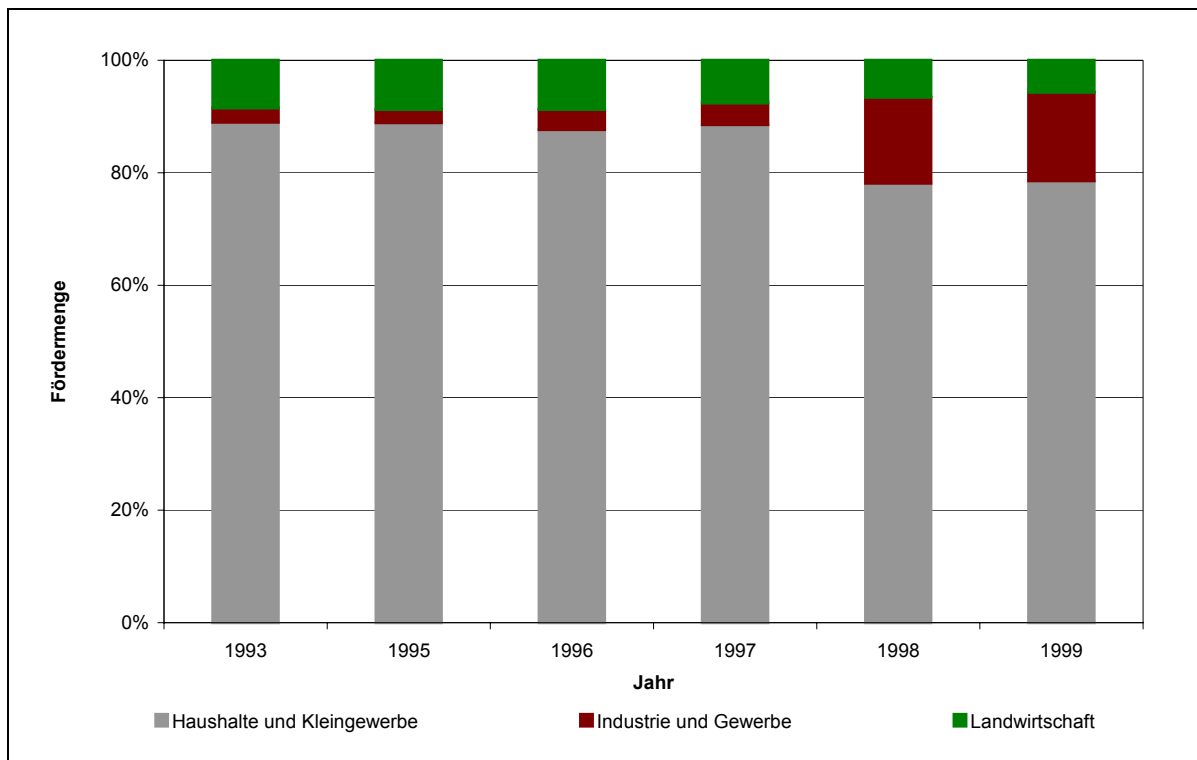
## 2.4 Wassernutzungen

Die Öffentliche Wasserversorgung in Thüringen geschieht durch insgesamt 105 Versorgungsträger. Aus dem Grundwasser werden in Thüringen insgesamt 70 % des Wasserbedarfes gedeckt. Die restlichen 30 % werden durch insgesamt 12 Trinkwassertalsperren abgedeckt (TLU 1998). Innerhalb des Raumes 2 (Einzugsgebiet des Pegels Nängelstedt/Unstrut) wird die öffentliche Wasserversorgung in den Landkreisen Untrut-Hainich-Kreis, Eichsfeld und Kyffhäuserkreis vollständig aus örtlichen Grundwasservorräten bestritten.

Die Förderkapazitäten werden dabei jedoch im Mittel über die betrachteten Zweckverbände nur zu 38% ausgenutzt. Die Wasserförderung lag im Jahr 1999 bei 142,6 L/d·EW. In Abbildung 4 sind die nutzungsreifen Gewinnungsanlagen den realen Förderraten der einzelnen Trinkwasserzweckverbände für das Jahr 1999 gegenübergestellt.



**Abbildung 4: Förderkapazitäten und reale Entnahmen des Grundwassers der Trinkwasserzweckverbände im Raum II**



**Abbildung 5: Nutzungsverteilungen der geförderten Wassermengen im TWZV Bad Langensalza von 1993 bis 1999.**

Das Nutzungsspektrum hat sich jedoch bereits zwischen 1993 und 1999 entsprechend der sozio-ökonomischen Bedingungen erkennbar verändert, wie anhand des Zweckverbandes Bad Langensalza exemplarisch gezeigt werden kann (s. Abbildung 5).

Bei der hydrologischen Modellierung müssen neben den Entnahmen aus dem Grundwasser auch Talsperren und Speicher berücksichtigt werden. Im Raum 2 liegen insgesamt drei Speicher, die aufgrund ihres Speicherinhaltes (0,68 hm<sup>3</sup> bis 4,85 hm<sup>3</sup>) eine größere lokale Bedeutung besitzen. Dies sind das Hochwasserrückhaltebecken (HWR) Luhne-Lengefeld sowie die ehemaligen Bewässerungsspeicher Großengottern und Seebach.

### 3 Methodik der Untersuchungen

#### 3.1 Anwendung des Integrativen GLOWA-Elbe-Ansatzes im Teilprojekt Unstrut

Wie in allen GLOWA-Elbe Teilprojekten liegt den Untersuchungen im Unstrut-Einzugsgebiet der Integrative GLOWA-Elbe-Ansatz zugrunde (s. Abbildung 6).

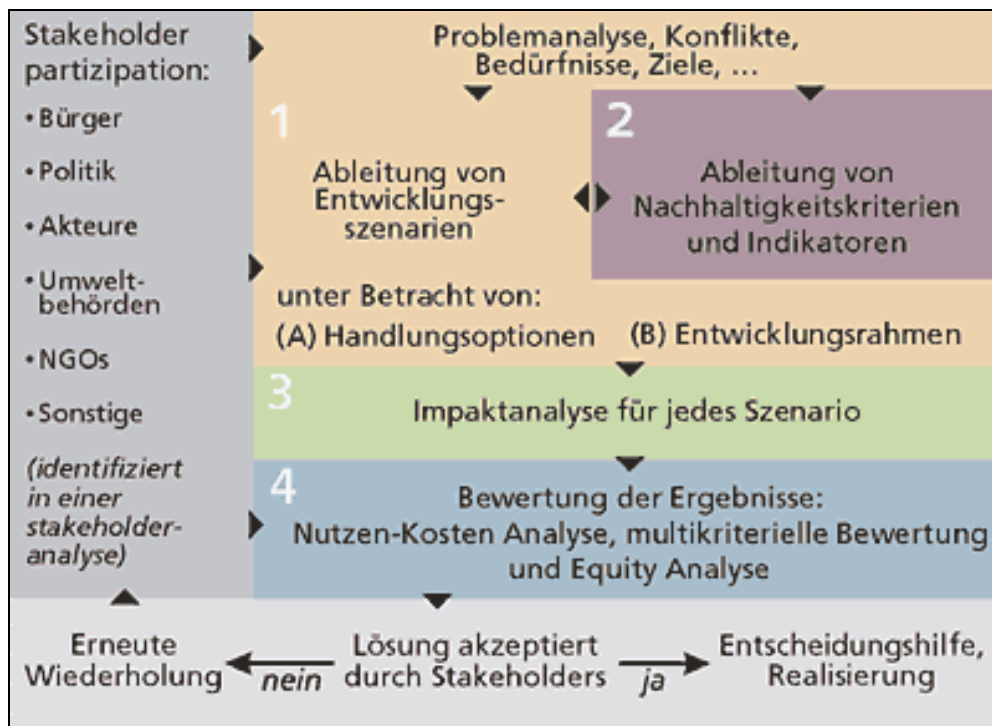
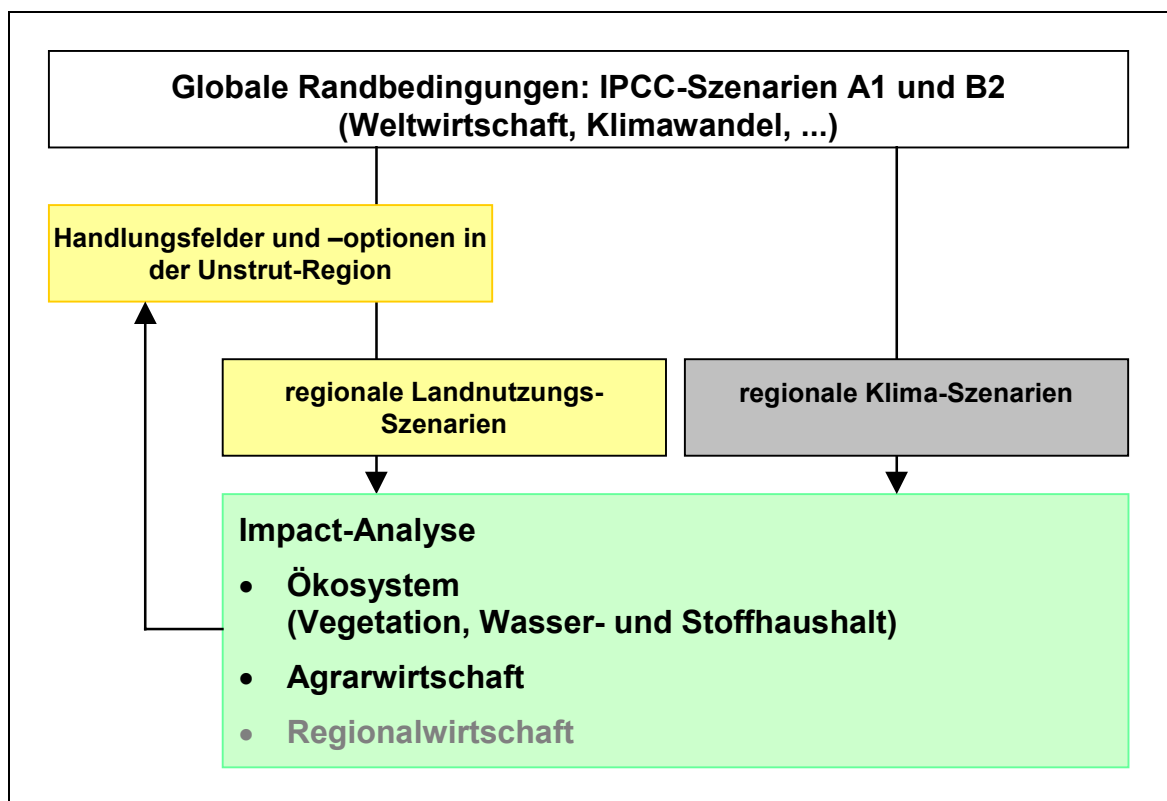


Abbildung 6: Integrativer methodischer Ansatz (IMA) für GLOWA-Elbe

Die Hauptschritte dieses auf das Unstrut-EZG angewandten Ansatzes sind (Abbildung 7):

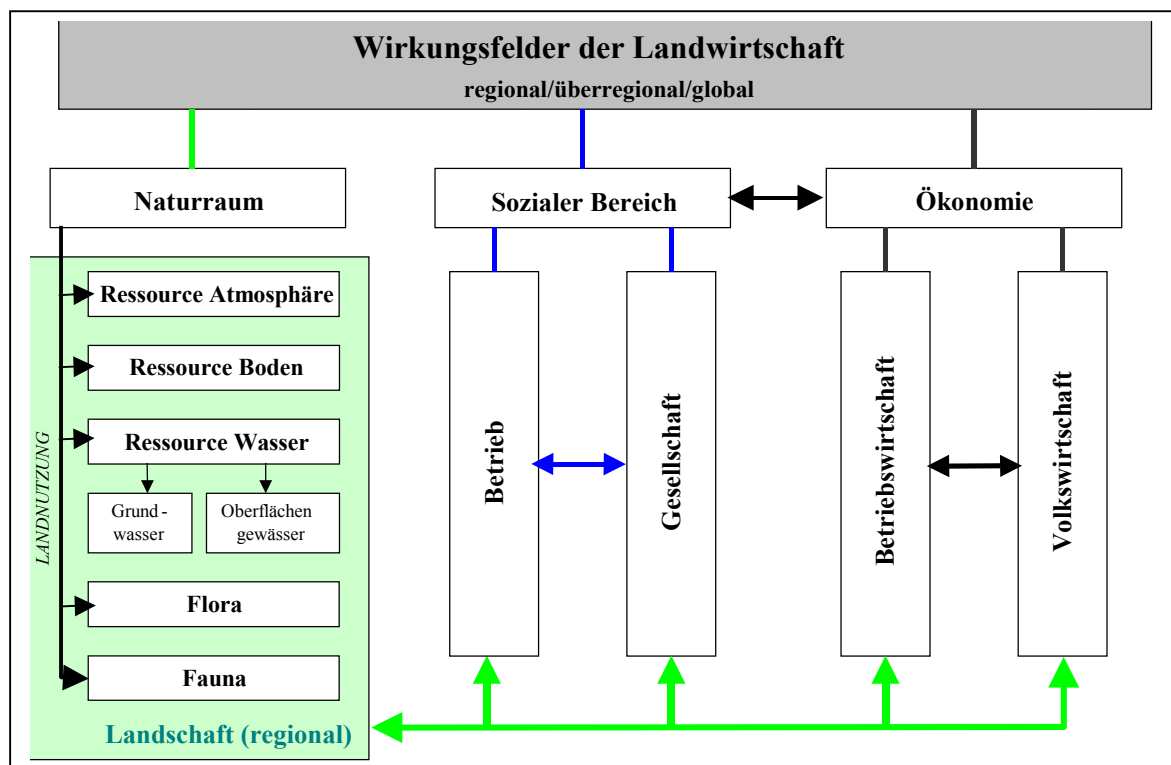
- (1) Szenarientwicklung vor dem Hintergrund der wirtschaftlichen, demographischen und sozialen Entwicklung unter Einbeziehung der Klimaänderung,
- (2) Analyse der Wirkungsfelder der landwirtschaftlichen Produktion hinsichtlich möglicher Problembereiche im Sinne des Leitbildes „Nachhaltige Entwicklung“ für den Untersuchungsraum und Auswahl von relevanten Indikatoren,
- (3) Untersuchung der Auswirkungen der Landnutzungsszenarien in Verbindung mit unterschiedlichen Klimaszenarien auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes der Unstrut,
- (4) Bewertung der einzelnen Wandelszenarien als Kombination von Landnutzungs- und Klimaszenarien anhand der Ergebnisse der Wirkungsanalyse zur Erarbeitung neuer Handlungsstrategien für den Agrarsektor.



**Abbildung 7: Umsetzung der integrativen Methodik des Projektes GLOWA-Elbe im Teilraum Thüringen (TP 3)**

Wesentliche Bestandteile der integrativen Methodik des Verbundprojektes “GLOWA-Elbe” (siehe Projektantrag, Abb. 1 und Sozioökonomische Konzeption, Kap. 3.1) sind das Auffinden von Handlungsfeldern für die Umsetzung übergeordneter Ziele und die Auswahl von Indikatoren, welche die Auswirkungen der Wandelszenarien auf qualitativ und/oder quantitativ differenzierte Weise gut reflektieren können. Zur Ableitung dieser Handlungsfelder sowie spezifischer Indikatoren und Kriterien für die Szenariobewertung ist die Analyse der Wirkungsfelder des Agrarsektors im Untersuchungsraum „Unstrut“ erforderlich (s. Abbildung 8). Die Analyse dieser Wirkungsfelder und ihrer Ausprägung im Untersuchungsraum erfolgte primär nach folgenden Gesichtspunkten:

- Welche Einzelwirkung der landwirtschaftlichen Produktion treten auf?
- Welche Indikatoren (Indikatortyp entsprechend des OECD-Schemas, 1999) können zur Beschreibung dieser Einzelwirkung genutzt werden?
- Gibt es bereits Messprogramme für die Quantifizierung dieser Indikatoren im Untersuchungsgebiet?
- Wie ist die gegenwärtige Situation im Untersuchungsgebiet?
- Ist eine Veränderung der Lage mit dem Globalen Wandel zu erwarten?
- Ist die Simulation mit den geplanten Methoden innerhalb der ersten Projektphase möglich?
- Ist eine anderweitige Abschätzung im Rahmen von GLOWA-Elbe erforderlich und möglich?



**Abbildung 8:** Wechselbeziehungen zwischen dem Agrarbereich und weiteren naturräumlichen sowie ökonomisch-gesellschaftlichen Bereichen (*Maßstab: regional, überregional, global*)

Ergab die Analyse der Wirkungsfelder eine existente bzw. zu erwartende Problemsituation, die im Rahmen von GLOWA-Elbe untersucht werden muss und kann, erfolgte die Einbeziehung der davon betroffenen Stakeholder. Gemeinsam wurden relevante Indikatoren benannt.

### ***Zusammenarbeit mit den Landesbehörden Thüringens***

Im Berichtszeitraum erfolgte eine mehrere Abstimmungen mit Vertretern des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) und den zugeordneten Landesbehörden. Im Ergebnis wurde ein projektbegleitender Beirat am TMLNU gebildet, mit Vertretern aus den Bereichen

- a) Landwirtschaft,
- b) Umwelt- und Naturschutz,
- c) Wasserwirtschaft und
- d) Raumplanung.

Außerdem wurden spezielle Kooperationsvereinbarung abgeschlossen.

### 3.2 IPCC Szenarienableitung

Entsprechend dem integrativ methodischen Ansatz von GLOWA- Elbe werden ausgehend vom Status-quo Wandelszenarien formuliert, die als Kombination des Entwicklungsrahmens mit Handlungsalternativen für einen Zeithorizont von bis zu 20 Jahren entstehen. Der Einfluss von Klimaänderungen ist in diesem Zeitabschnitt nicht betrachtungsrelevant und wird im zweiten Zeithorizont, (> 40 Jahre) untersucht.

Ausgehend von den IPCC- Szenarien sind die Entwicklungen ausgerichtet in A1) auf die Konzentration der Landwirtschaft auf Gunststandorten und in B2) auf eine Neuorientierung der Agrarpolitik, die stärker ökologisch ausgerichtet ist und regionale Kreisläufe einbezieht (Sozio- ökonomische Konzeption/ Juni 2001).

Im Unterschied zu den sektorökonomischen Analysen mit dem regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland (RAUMIS), die landwirtschaftliche Produktionsentwicklungen bis auf Kreisebene (CYPRIS 2000; HENRICHSMEYER et al. 1996) simulieren, werden im Einzugsgebiet der Unstrut über einen einzelbetrieblichen Focus landwirtschaftliche Handlungsentwicklungen untersucht.

Die Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der betrieblichen Praxis sind abzuschätzen und regionale Effekte für das agrarisch intensiv genutzte Einzugsgebiet der Unstrut aufzuzeigen. Im genesteten Untersuchungsgebiet der Unstrut wird unter Anwendung eines EXCEL-basierten Betriebsplanungsprogramms die Reaktion von real typischen Landwirtschaftsbetrieben untersucht. Über einen bottom- up- Ansatz wird für die gesamte Region die Flächennutzung bestimmt und ökonomische Aussagen für das Territorium der Unstrut gemacht.

Positive Einkommenswirkungen durch die Wiederverwendung von Modulationsmitteln für Fördermaßnahmen in der zweiten Säule können nur in begrenzten Rahmen erfasst werden. Lediglich das Element der Fruchtartendiversifizierung wird als Rahmenbedingung im Ökologisierungsszenario erfasst (Tabelle 3-1).

Die Vorschläge zu Cross-Compliance und Betriebsaudit werden nicht berücksichtigt.

Tabelle 2: Szenarienannahmen

	Referenz	Liberalisierung	Regionalisierung/ Ökologisierung
<b>Prämien</b>			
Milchprämie	✓	-	-
EU-Grundprämie	✓	-	-
Schlacht- und nat. Ergänzungsprämie	✓	-	-
<b>Obergrenzen</b>			
RGV- Grenze für Tierprämien	✓	✓	✓
RGV- Grenze für Besteuerung	-	-	✓
<b>Flächenprämien</b>	✓	-	-

	Referenz	Liberalisierung	Regionalisierung/ Ökologisierung
<b>Degression</b>	✓	✓	✓
<b>Stickstoffsteuer</b>	-	-	✓
<b>Stilllegung</b>	✓	✓ min. 10 %	✓
<b>Einheitliche Betriebsprämie</b>	-	✓	✓
<b>Agrarumweltmaßnahmen nach PLANAK-Beschluss</b>	-	-	✓
Min. Hauptfruchtarten			5
Min./Max. Fläche je HFA			10%-30%
Min. Fläche Leguminose			5%
Max. Getreideanteil		66 %	

### 3.2.1 Referenzszenario

Im Referenzszenario werden die in der AGENDA 2000 (Verordnungen 1251-1259/1999) beschlossenen Maßnahmen vollständig umgesetzt (Tabelle 3). Diese umfassen die Senkung der Interventionspreise für Getreide und Rindfleisch, die Senkung der Stützpreise für Milch um 15 % und die Einführung der Milchprämien. Zieljahr dieser Analysen ist 2010.

Dieses Referenzsystem dient als Vergleichsszenario für die in der agrarpolitischen Diskussion stehenden langfristigen Entwicklungen.

Tabelle 3: Agenda 2000-Maßnahmen

	ME	AGENDA 2000 Zieljahr 2010
Degression		2% in drei Stufen
<b>Flächenprämien</b>		
Getreide einschl. Körnermais, Silomais, Winterraps, sonst. Ölfrüchte,		
Flächenstilllegung	€/ha	386
Hülsenfrüchte	€/ha	444
<b>Tierische Produkte</b>		
Milch	€/t	265,5
Rindfleisch	€/t	2081,4
<b>Prämien</b>		
Milchprämie	€/t Quote	25,0
Jungbullen	€/Tier	210,0
Ochsen	€/Tier	300,0
Mutterkühe	€/Tier	200,0
<b>Schlachtprämie</b>		
Großrind	€/Schlachttier	100,0
Kalb	€/Schlachttier	50,0
RGV-Obergrenze für Tierprämien	GVE/ha HFFL	2,0



### 3.2.2 Liberalisierungsszenario (A1)

Das Szenario A1 steht für eine liberalisierte, intensiv betriebene Landwirtschaft, die im genesteten Untersuchungsraum der Unstrut auf Gunststandorten stattfindet. Agrarpolitisch bedeutet diese Liberalisierung die Entkopplung der Direktzahlungen, also die Trennung der Direktzahlungen von der Produktion und die Einführung einer Einheitlichen Betriebsprämie.

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaften (KOM) hat am 10. Juli 2002 im Rahmen der Zwischenbewertung der AGENDA 2000 Vorschläge zur Ausgestaltung einer zukünftigen Agrarpolitik vorgestellt. Hauptelemente sind neben Vorschlägen im Bereich der Marktordnungen, die Umschichtung der Finanzmittel von der ersten in die zweite Säule der agrarpolitischen Maßnahmen. Diese sollen über Steuerungsmechanismen der Degression der Direktzahlungen, einer noch in der kontroversen Diskussion befindlichen Entkopplung der Direktzahlungen und Modulation gespeist werden. In den Legislativvorschlägen zur Halbzeitbewertung vom 22. Januar 2003 wird von den ursprünglich diskutierten betrieblichen Obergrenzen für Direktzahlungen der Landwirtschaftsbetriebe abgesehen und eine „Einheitliche Betriebsprämie“ vorgeschlagen. Mit dieser Art von Entkopplung der Direktzahlungen von der Produktion werden die ökonomischen Rahmenbedingungen wesentlich verändert und zwangsläufige Anpassungsreaktionen durch die Landwirtschaftsbetriebe sind zu erwarten.

Mit der Regelung zur Degression ist vorgesehen die Prämie für die Landwirtschaftsbetriebe in Abhängigkeit von der absoluten Höhe der Direktzahlungen der Betriebe nach Tranchen differenziert zu kürzen (Tabelle 4).

Tabelle 4: Degression der Direktzahlungen

Gesamtsenkung der Direktzahlungen			
Tranche	1 bis 5000 €	5001 bis 50.000 €	> 50.000 €
Degression (%)	0	12,5	19,0

Quelle: Kommission der Europäischen Gemeinschaften- Kommissionsvorschläge vom 21.01.2003

In diesem Wandelszenario finden keine flankierenden ökologischen Restriktionen/ Maßnahmen Anwendung, alleine der Effekt der Wettbewerbsverstärkung im Landwirtschaftssektor soll abgebildet werden. Die Wiederverwendung von Modulationsmitteln für Fördermaßnahmen im Rahmen der zweiten Säule (Agrarumweltmaßnahmen) und damit verbundene positive Einkommenseffekte bleiben in diesem Szenario unberücksichtigt.

### **3.2.3 Ökologisierung-/ Regionalisierungsszenario (B2)**

Im B2 Szenario wird der Ökologisierung der Landwirtschaft verstärkt Rechnung getragen. Neben dem Entkopplungsprozess für die Direktzahlungen wird eine ökologische Wirtschaftsweise in den Mittelpunkt gerückt, indem die in der ersten Säule gekürzten Direktzahlungen über flankierende (horizontale) Maßnahmen zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung zum Teil finanziell in die Landwirtschaftsbetriebe zurückfließen können. Die PLANAK-Beschlüsse zum Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ für das Jahr 2003 vom 13. Dezember 2002 bilden die Grundlage bei der betrieblichen Planung (Tabelle 3-1).

Im Szenario B2 werden Stickstoffsteuer bzw. einzelbetriebliche Stickstoffkontingente, GV-Obergrenzen als politische Instrumente der ökologischen Umorientierung eingesetzt. Eine weitere Ausgestaltung der Strukturförderung könnte die Landwirtschaft im ländlichen Raum darüber hinaus unterstützen. Vorschriften über maximale und minimale Anbauumfänge einzelner Kulturen greifen hier direkt in die Flächennutzung ein.

#### ***Stakeholderbefragung***

Als Hilfsmittel zur Einschätzung des Anpassungsverhaltens der Betriebe, steht für das Szenario B2 neben der ökonomischen Modellierung eine Umfrage von 30 Betriebsleitern landwirtschaftlicher Unternehmen im Wassereinzugsgebiet der Unstrut (regionale Stakeholder), die durch die Arbeitsgruppe Prof. Ipsen der UNI Kassel im November/Dezember 2001 durchgeführt wurde, zur Verfügung (s. Anlage A6).

Der IPCC- Rahmen für B2 wird mit Daten/ Trends zur Zukunftsplanung von Landwirten des Gebietes, die in folgenden Schwerpunkten zum Ausdruck kommen, untermauert.

- Die Arbeitskräfteentwicklung in den kommenden Jahren wird einen rückläufigen Trend anzeigen, da mit dem Ausscheiden von Arbeitnehmern in den Ruhestand keine weiteren Einstellungen verbunden werden sollen.
- Die Ausdehnung von Grünland ist nicht zu erwarten.
- Die Tierbestandsentwicklung wird weitestgehend als konstant bewertet, nur die Milchviehhaltung könnte sich entsprechend der Entwicklung des Leistungsniveaus der Milchleistung rückläufig vollziehen
- Die Investitionsentwicklung in den Betrieben wird sich vorrangig auf Ersatzinvestitionen beschränken, Neuinvestitionen werden nicht in Erwägung gezogen. Es fehlt diesbezüglich die Planungssicherheit, weil künftige Rahmenbedingungen schwer abschätzbar sind und sich noch in der Diskussion befinden.
- Ein ökologisch nachhaltiges Wirtschaften wird als Instrumentarium zur Anerkennung der Landwirtschaft durch die Gesellschaft/ Öffentlichkeit betrachtet. Jedoch sind auch dafür die entsprechenden langfristigen zukunftsweisenden

Rahmenbedingungen notwendig, um den Betrieben eine solide wirtschaftliche Basis für ihr Handeln zu geben.

- Eine betriebliche Umweltbewertung wird zur Vertrauensbildung gegenüber der Öffentlichkeit, Naturschutz und Produktabnehmern angesehen. Mit einer objektiven und kontrollfähigen Auswertung/Zertifizierung kann ein umweltverträgliches Wirtschaften transparent gemacht und zielgerichtete Maßnahmen zur umweltverträglichen Anpassung von Verfahren und Handlungen abgeleitet werden. Eine Ausrichtung der Förderpolitik, die zumindest Teile der Kosten einer solchen Analyse übernimmt, ist wünschenswert. Eine anerkanntes einheitliches Zertifikat kann die Landwirtschaft in ihrer Öffentlichkeitsarbeit unterstützen.

### **3.2.4 Szenario mit Klimawandel (A1K)**

Der Einfluss des globalen Wandels auf die Landnutzung und die Agrarproduktion im Einzugsgebiet der Unstrut wird neben der Entwicklung auf den Weltmärkten für Agrarprodukte, den WTO-Verhandlungen, der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und der Agrarumweltpolitik der EU langfristig auch durch die Änderungen der natürlichen Produktionsbedingungen infolge klimatischer Veränderungen sichtbar.

Berücksichtigung findet der klimatische Wandel durch die Integration der simulierten und abgeleiteten Ergebnisse aus dem Modell SWIM. Die mit dem Modell SWIM ermittelten Änderungen der Ertragspotentiale fließen direkt in die einzelbetrieblichen Planungsrechnungen ein. Hier entsteht die direkte Schnittstelle eines hydrologischen Modells mit dem Betriebsplanungsprogramm.

Eingangsgrößen für das Szenario A1K sind simulierte und geschätzte relative Veränderungen bei Ausschöpfung des regionalen Ertragspotentials in den Landkreisen des Unstruteinzugsgebietes für die einzelnen Kulturen für den Zeithorizont 2046-2055 gegenüber den Referenzzeitraum 1996-99.

Ziel der Szenarienableitungen ist die Untersuchung des Anpassungsverhaltens der Landwirtschaftsbetriebe an die in den Wandelszenarien formulierten agrarpolitischen und klimatischen Rahmenbedingungen. Nach Hochrechnung der einzelbetrieblichen Ergebnisse (s. Kap. 4, S. 38), die Übertragung der Ackerflächennutzung auf den Untersuchungsraum mit der Bildung einer 40-gliedrigen Fruchtfolge, entstehen Landnutzungsmuster (Ackerflächenstrukturen) (Kap. 4.1.5, S. 45), die in Verbindung mit Angaben zum Düngungsverhalten Eingangsgrößen für weitere Stoffhaushaltsmodellierungen sind.

### **3.3 Messungen**

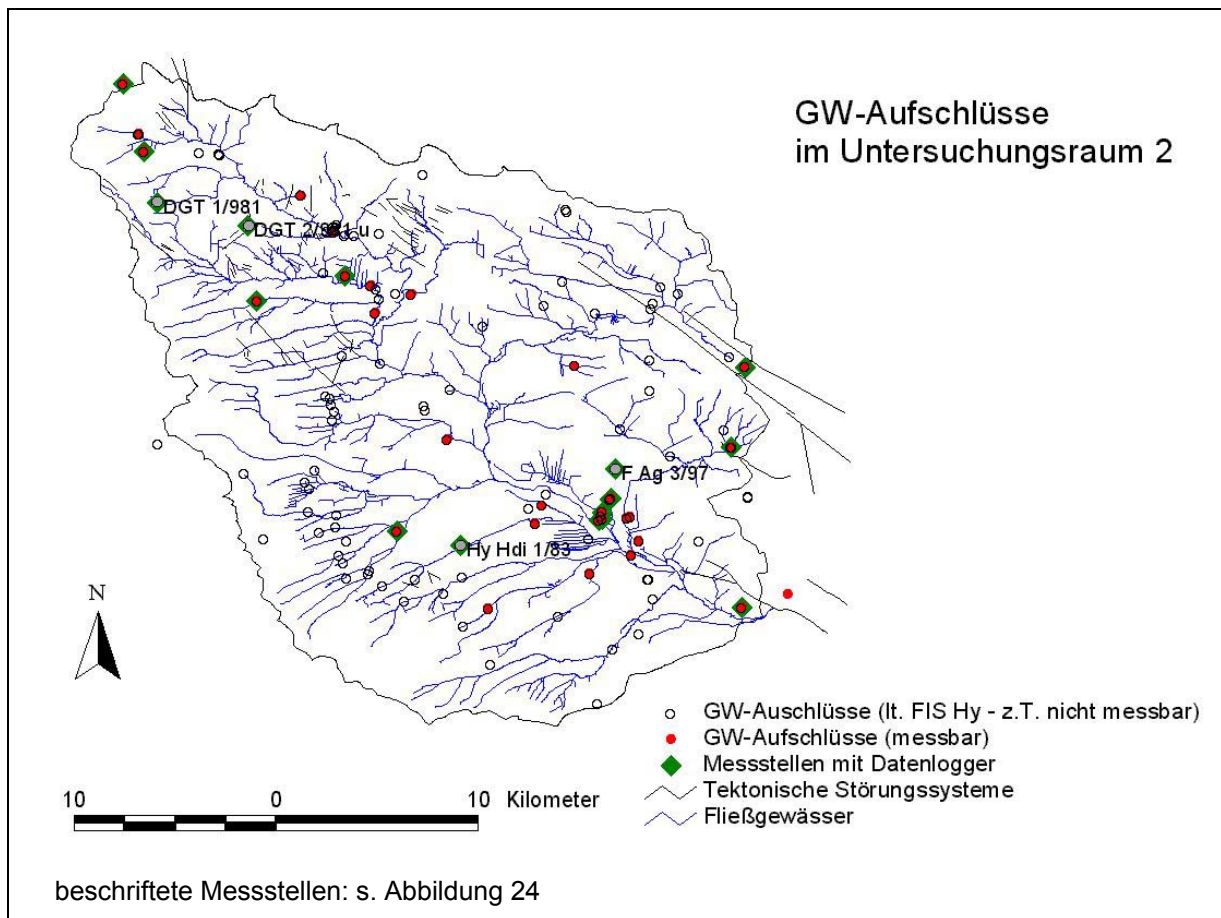
Das Messprogramm zum Wasser- und Stoffhaushalt ist in zwei Untersuchungsskalen angelegt und dient der ökosystemaren Wirkungsanalyse sowie als Grundlage für die prognostischen Modellierungen. Räumlicher Schwerpunkt des einzugsgebietsbezogenen Messprogramms ist der Untersuchungsraum 2. Neben dem flächendeckenden

Grundwassermessnetz wurde hier in den sensiblen, landwirtschaftliche genutzten Bereichen der Flussniederungen ein Detailmessnetz zum Wasser- und Stoffhaushalt in der Aue angelegt, bzw. aus vorangegangenen Untersuchungen weiter betrieben (SOMMER & KNOBLAUCH 1998, KNOBLAUCH & ROTH 2000) (s. Abbildung 10 und Abbildung 11; S. 31). Im BMBF-Verbundprojekt „Unstrutrevitalisierung“ wurden im Jahr 1997 in einem typischen Wassereinzugsgebiet der Unstrut Lysimeter installiert, um in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften den Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf die Stoffverlagerung aus der Wurzelzone zu ermitteln. In Verbindung mit Messungen der Grundwasserdynamik und –beschaffenheit durch die Partnereinrichtung DGFZ zielte dieses Projekt auf eine umfassende Beschreibung der Wasser- und Stoffströme in einer agrarisch geprägten Auenniederung und ihrem dazugehörigen Speisungsgebiet. Während der Laufzeit dieses Projektes wurden zwei Jahresmessreihen gewonnen. Da Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftung, Standorteigenschaften und Nähr- und Schadstoffverlagerung eindeutig nur über mehrjährige Messreihen sichtbar werden, wurden die Messreihen im laufenden Projekt nahtlos weitergeführt. Somit steht nach Ende des Projektes GLOWA-Elbe eine zuverlässige Datenbasis für die Parametrisierung und Validierung von hydrologisch/ökosystemaren Einzugsgebietsmodellen zur Verfügung.

In den vorangegangenen Untersuchungen waren Fragen zur Herkunft der verschiedenen N-Verbindungen in der Auenniederung und der standörtlichen Variabilität der Stoffverlagerung in der Auenniederung offen geblieben waren. Deshalb war die Erkundung der an die verschiedenen Abflusskomponenten gebundenen Stoffströme Hauptinhalt der Untersuchungen im GLOWA-Projekt.

#### **a) Grundwassermonitoring**

Das einzugsgebietsbezogene Messnetz orientierte sich an den innerhalb des Einzugsgebietes des Pegels Nängelstedt vorhandenen Staatliches Grundwasser-Messstellen (TLUG 1999, 2001). Bei der Auswahl der Messstellen musste auf das bestehende Messstellennetz anhand des FIS Hydrogeologie der TLUG zurückgegriffen werden. Wie aus Abbildung 9 ersichtlich, war nur ein geringer Teil der ausgewiesenen GW-Aufschlüsse für das Messnetz verwendbar. Bei den offenen Punkten handelt es sich um nicht zugängliche Brunnen oder in der Zwischenzeit rückgebaute Messstellen. Von diesen konnten die geologischen und hydrogeologischen Daten im Hydrogeologischen Modell verwendet werden.



**Abbildung 9: GW-Messnetz Raum 2**

Außerdem wurden Messstellen aus vorangegangenen Untersuchungen in das Messnetz einbezogen (SOMMER & LUCKNER, 2000; SOMMER, 2001). Die für die einzugsgebietsbezogenen Messungen verwendeten Messstellen sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

**Tabelle 5: GW-Messstellen im Raum II**

TK25	KURZBE- ZEICHNUNG	RW	HW	GOK (mNN)	TIEFE AUSB	Ø (mm)	BEMERKUNG <sup>*)</sup>	FILTERLAGE <sup>*)</sup>
4627 E 17/979		4379255.01	5690681	463	56	108	DL (SUA)	mu
4627 E 17/979		4379255.01	5690681	463	125	108	verfüllt	mu
4627 0764		4380027	5688200	390.8	6.94	50	SM 0764	mo
4627 0765		4380007	5688181	390.4	7	50	SM 0765	mo
4627 E 12/975		4380268.38	5687339	389.4	37.3	108	DL	mo
4627 E 12/975		4380268.38	5687339	389.4	76.8	219	DL	mu
4627 E 12/975		4380268.38	5687339	389.4		50	DL	mu?
4727 DGT 1/981 o		4380918.93	5684842	421.6	52.5	219	DL (SUA)	moC
4727 DGT 1/981 u		4380918.93	5684842	421.6	46	108	DL	moT, mm
4728 E 7/976 u		4388021.12	5685181	322	56.3	219	SM 0781	moT, mm
4728 E 7/976 o		4388021.12	5685181	322	25.2	108	SM 0780	moC
4728 DGT 2/981 o		4385408.93	5683690	360.5	56	219	DL (SUA)	moC, moT, mm
4728 DGT 2/981 u		4385408.93	5683690	360.5	54	108	DL	mm
4728 HSM 2/993		4389647.04	5683333	267.8	18.5			Q, mm
4728 DGT 4/980		4390653.49	5683176	259.6	34	219	DL (SUA)	mm

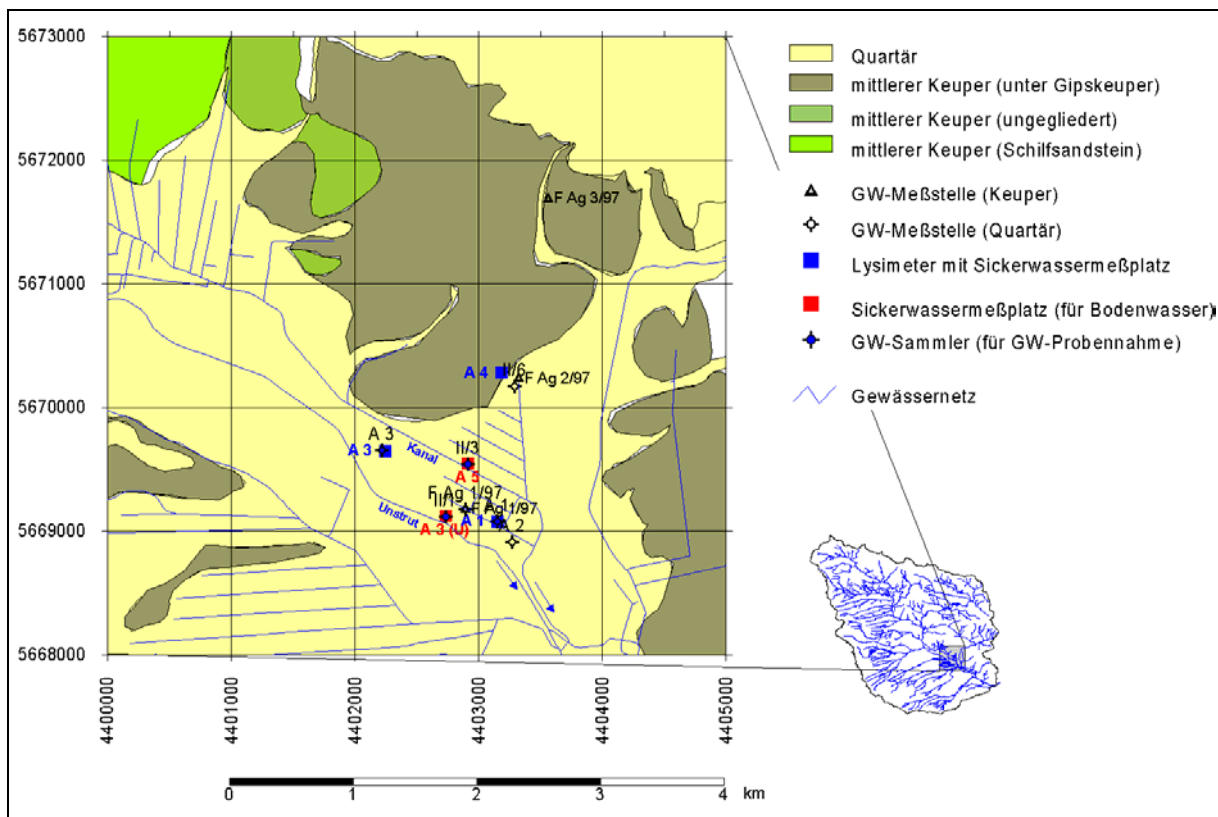
TK25	KURZBE- ZEICHNUNG	RW	HW	GOK (mNN)	TIEFE AUSB	Ø (mm)	BEMERKUNG <sup>*)</sup>	FILTERLAGE <sup>*)</sup>
4728	AMR 3/968	4390218.57	5681225	254.9	55	108	DL	moT, mm
4728	AMR 2/968	4391487.91	5680732	239.8	32	100	SM 0784	m
4728	AMR 2/968	4391487.91	5680732	239.8	80	100	SM 0785	
4728	DGT 7/981	4393478.67	5680305	245.8	77	219	SM 0787	moC
4728	DGT 7/981	4393478.67	5680305	245.8	77	108	SM 0786	mm, moT
4728	DGT 3/981 o	4385841.96	5679983	288.6	61	219	DL (SUA)	moC, moT, mm
4728	DGT 3/981 u	4385841.96	5679983	288.6	57	108	DL	mm
4728	0788	4391700	5679380	219.3	8.44	50	SM 0788	
4729	DGT 9/971	4397005.3	5678734	231.8	80	219	DL (SUA)	moC, moT, mm
4729	DGT 10/80	4401520	5676770	228.7	51	108	SM 0702	ku, moC, moT, mm
4729	DGT 10/80	4401520	5676770	228.6	77.5	108	SM 0703	moC
4729	DGT 10/80	4401520	5676770	228.4	120	108	SM 0704	mm
4730	MLM 111/987	4409953	5676711	313.7	30	54	DL	moC
4828	DGT 17/979 o	4392756.61	5668601	215.4	37.7	108	SM 0754	kmGu
4828	DGT 17/979 u	4392756.61	5668601	215.4	79	108	SM 0755	ku
4829	Hy Ho.G 2/75	4395250	5673130	197.2		219		ku
4829	F Ag 3/97	4403560	5671690	199.6		125	DL	kmGu
4829	F Ag 2/97	4403321	5670234	178.4		125	DL	kmGu
4829	GWS II/6	4403287	5670168	177.4		25	DL	Q
4829	0761	4399920	5669860	181.5		50		kmS
4829	GWS II/3	4402910	5669540	176.1		25	DL	Q
4829	0751	4404270	5669280	179.1		50		Q
4829	0750	4404110	5669260	178.1		50		kmGu
4829	F Ag 1/97o	4402895	5669178	177.1		125	DL	Qp
4829	F Ag 1/97u	4402895	5669178	177		125	DL	kmGu
4829	GWS II/1	4402730	5669120	176.6		25	DL	Q
4829	Hy Grgt 1/73	4399580	5668990	182.4		219		kmGu
4829	Hy Ths 1/50	4404700	5668105	183.2		1000		kmGu
4829	Hy Hdi 1/83	4395890	5667900	204		219	BRUNNEN	ku
4829	B 1	4404330	5667400	175		125		Q
4829	Hy La 1/84	4402280	5666480	182.9		219		kmGu
4829	KMF 1/968	4397278.4	5664777	224.4	40	108	SM 0758	moC
4829	KMF 1/968	4397278.4	5664777	224.4	93	108	SM 0757	moT, mm
4829	Creaton Agt					125		kmS
4830	MLM 118/987	4409270	5672748	236.9	80	108	DL	
4830	E 13/975	4412100	5665460	230	27	108	SM 0778	m
4830	E 13/975	4412100	5665460	230	78.5	219	SM 0772	m
4830	NGS 1/975	4409800	5664840	195	59	50	DL	m

<sup>\*)</sup> **Abkürzungen:** DL: Datenlogger; DL (SUA): Datenlogger des Staatlichen Messnetzes; SM: Staatliche Messstelle; Q: Quartär; kmS: Mittlerer Keuper/Schilfsandstein; kmGu: Mittlerer Keuper/untere Gipskeuper; ku: unterer Keuper/Lettenkeuper; m: Muschelkalk (ungegliedert); mo: oberer Muschelkalk (\*C: Ceratitenschichten; \*T: Trochitenschichten); mm: Mittlerer Muschelkalk; mu: unterer Muschelkalk

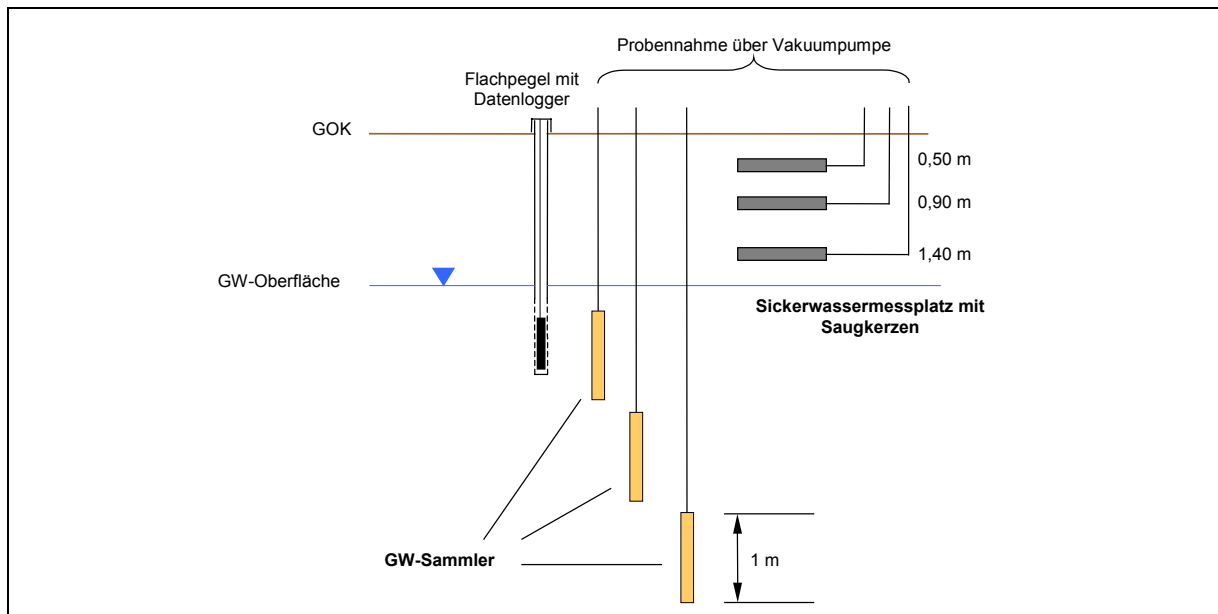
## b) Detailuntersuchungen im Altengotternschen Ried

Das Messnetz zu Detailuntersuchungen befindet sich im Altengotternschen Ried, zwischen Mühlhausen und Bad Langensalza. Hier wurden sowohl Sickerwasser- als auch Grundwassermessstellen für Wasserstands- und Beschaffenheits-Messungen angelegt (s. Abbildung 10). Die Sickerwassermessplätze A3 U und A 5 sind lageidentisch mit den Grundwassersammlern GWS II/1 (A3 U) und GWS II/3 (A 5). Damit können über das

gesamte Profil der quartären Auensedimente die Stoffeinträge und –umwandlungsprozesse untersucht werden (s. Abbildung 11).



**Abbildung 10: Messanordnung zu Detailuntersuchungen im Altengotternschen Ried**



**Abbildung 11: Sicker- und Grundwassermessplatz im Altengotternschen Ried  
 (Messtellen: GWS II/1 mit A3U und GWS II/3 mit A5; s. Abbildung 10)**

In Tabelle 6 sind die Komponenten für die Detailuntersuchungen zusammengestellt.

Tabelle 6: Messkomponenten im Altengotternschen Ried

Komponente [Messverantwortlicher]	Untersuchungsmedium	Parameter	Ziel
Lysimeter (A1 – A4) [TLL]	Sickerwasser Wasser des kapillaren Aufstiegs in der Wurzelzone, oberflächennahes Grundwasser	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub> , Cl, HCO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> , Pges, Mg, K Ca, Na, pH, el. Leitf., DOC, TOC, Bodentemperatur Grundwasserstand	Stoffhaushalt in der Wurzelzone; Zusammenhang zwischen Sickerwasser und kap. Aufstieg
Sickerwassermessplätze (A3, A3 U, A4, A5) [TLL]	Sickerwasser Wasser des kapillaren Aufstiegs in der Wurzelzone, oberflächennahes Grundwasser	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , NO <sub>2</sub> , Br, MRDP, TDP Isotopen: 15N, Deuterium 18O, 2H	Stoffumwandlungs- prozesse im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser
Grundwassersammler GWS II/1 und GWS II/3 [DGFZ]	Oberflächennahes Grundwasser	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub> , Cl, HCO <sub>3</sub> , Br Isotopen: 15N, Deuterium 18O	Stoffumwandlungs- prozesse im oberflächennahen Grundwasser
Grundwasser-Flachpegel II/1, II/3, II/6 [DGFZ]	Grundwasser in der Aue	Grundwasserstand Temperatur	Dynamik des Wasserstandes in der Aue
tiefe Grundwasser- messstellen F Ag 1 – 3/97 [DGFZ]	Grundwasser liegender Horizonte (Keuper)	Grundwasserstand	Dynamik des Wasserstandes im tieferen Grundwasserhorizont.

Die Messungen wurden in einer differenzierten zeitlichen Auflösung vorgenommen. Die Grundwasserstände im Einzugsgebietsmaßstab wurden mittels Datenlogger täglich gemessen, die ergänzenden Handmessungen werden etwa ¼-jährlich vorgenommen.

Das Sickerwasser in den Sickerwassermessstellen und den Lysimetern wurde wöchentlich beprobt. Die Grundwassersammler wurden bis zu ¼-jährlich beprobt.

Für die Bestimmung des Sickerwasserabflusses und der Stoffverlagerung sind in der Auenniederung und im Speisungsgebiet Lysimeter mit einer Oberfläche von 2 m<sup>2</sup> und einer Tiefe von 1,3 bis 2,5 m installiert worden.

Die Lysimeter in der Auenniederung sind so beschaffen, dass das Grundwasser ungehindert in den zu betrachtenden Bodenmonolithen eintreten kann (Abbildung 12). Je Versuchsvariante sind zwei Lysimeter miteinander kombiniert. Eines davon ist nach unten offen (A), der Bodenmonolith ist nur seitwärts durch einen Stahlmantel von der Umgebung abgegrenzt. Der abwärtsgerichtete Bodenwasserfluss und der aufwärtsgerichtete Grundwasserstrom können ungehindert passieren. Beim zweiten Lysimeter ist der Bodenmonolith nicht nur seitlich sondern auch am unteren Ende von einem Stahlmantel umfasst (B). Durch ein am unteren Ende angebrachtes Packerventil kann Grundwasser in



den Lysimetermonolithen eintreten oder fern gehalten werden. In 1,9 m Tiefe sind in beide Lysimeter ringförmig Saugsonden eingebaut, um den Sickerwasser-/Grundwasserstrom zu beproben. Das nach unten geschlossene Lysimeter dient der Erfassung der Abflussmenge. Das Packerventil bleibt bei aufwärtsgerichteten Strömungsverhältnissen geöffnet, um den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser während der Vegetationszeit nicht zu unterbrechen. Da das Grundwasser nicht tiefer als 2 m uGOK fällt und das Lysimeter 2,5 m tief ist, ist auch bei Grundwassertiefststand noch eine Anbindung des Lysimetermonolithen an das Grundwasser gegeben. Nach Umkehr des aufwärtsgerichteten Flusses in einen abwärtsgerichteten wird das Packerventil geschlossen. An die Saugsonden wird ein Unterdruck angelegt der sich im Gleichgewicht mit dem Grundwasserpegel im Lysimeter befindet. Hält der abwärtsgerichtete Fluss an, steigt der Grundwasserpegel im Lysimeter und damit die Druckhöhe auf die Saugsonden, woraufhin solange Wasser in die Sammelbehälter abgeleitet wird, bis das eingestellte Druckgleichgewicht wieder hergestellt ist. In wöchentlichem Rhythmus wird der Grundwasserflurabstand im Gelände und im Lysimeter durch Öffnen des Packerventils wieder auf ein Niveau gebracht. Das nach unten offene Lysimeter dient der Beweissicherung, das durch die Steuerung des geschlossenen Lysimeters keine unnatürliche Veränderung der Boden- und Grundwasserbeschaffenheit eingetreten ist. An die Saugsonden des nach unten offenen Lysimeters wird für eine schonende Beprobung des Grundwassers ebenso ein Unterdruck angelegt, der mit dem jeweiligen Grundwasserflurabstand im Gleichgewicht ist. Für die Beprobung des aufwärtsgerichteten Grundwasserstromes wird jeweils nur eine Saugsonde aktiviert. Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit der Lysimetersteuerung ist Dichtheit des gesamten Systems.

Für die Abbildung des Vertikalgradienten der Sickerwasser-/Grundwasserbeschaffenheit befinden sich in der Auenniederung auf allen Messplätzen in 50, 90 und 140 cm Tiefe in fünffacher Wiederholung Saugsonden, die unter Einwirkung eines wöchentlich vorzulegenden Unterdruckes Boden- und Grundwasser sammeln. Die Saugsonden sind 60...70 cm lang und in Abstand von 40 cm horizontal in den Boden eingebaut. Auf dem Gley (A5) dienen in den oberflächennahen Grundwasserbereich installierte Saugsonden aus Kunststoff dem sicheren Nachweis von Ammonium und Phosphat-Verbindungen.

Für die Identifizierung des Wasserflusses in der ungesättigten/gesättigten Zone wurde Bromid als konservativer Tracer auf den Messflächen Vega (A3U), Gley-Vega (A3), Gley (A5) und Tonmergelrendzina (A4) eingesetzt. Die Ausbringung erfolgte am 25.10.01, kurz vor Beginn des hydrologischen Winterhalbjahres, auf einer Fläche von  $4 \cdot 2 \text{ m}^2$  über den Saugsonden-Messflächen und  $2 \cdot 2 \text{ m}^2$  über den  $2 \text{ m}^2$  großen Lysimetern der Gley-Vega und Tonmergelrendzina. Die Aufwandmenge betrug  $25 \text{ g/m}^2$  KBr und wurde in  $4 \text{ l/m}^2$  Wasser gelöst ausgebracht.

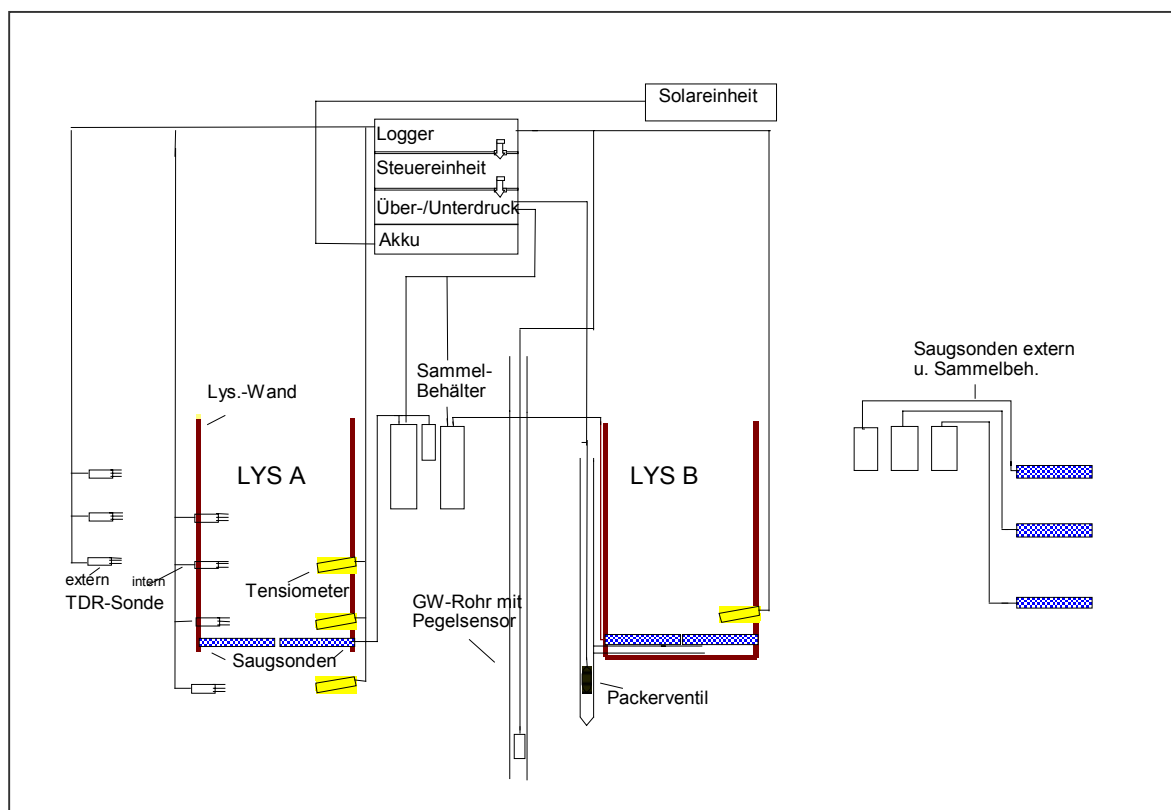
Die biochemischen Herkunft von Nitrat und Ammonium in den Auensedimenten wird mit der Analyse der  $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ -Isotopenausstattung der N-Komponenten bestimmt. Zu diesem Zweck wurden während der Abflussperiode Anfang März aus verschiedenen Tiefen der ungesättigten/ gesättigten Zone Wasserproben entnommen. Die unter den Auelehmdecken

lagernden Torfe und Torfmudden werden im August 2002 nach Aberntung der Ackerfläche A3 beprobt.

Mit dem Modell HYDRUS wurde die zeitliche Dynamik der Boden- und Grundwasserflüsse im Bereich der ungesättigten Zone und des oberflächennahen Grundwassers berechnet, um die Interpretation der zeitlichen Variabilität der Boden- und Grundwasserbeschaffenheit zu stützen. Das Modell VERD liefert hierfür die potentielle Evapotranspiration. Der Anfangsbodenfeuchtegehalt wurde mit der Neutronensonde bestimmt.

Die Lysimeter im Speisungsgebiet sind seitwärts und am unteren Ende mit einem Stahlmantel umschlossen. Die Tiefe beträgt 1,3 m und entspricht der maximalen Durchwurzelungstiefe. Ringförmig, über dem Lysimeterboden angeordnete Saugsonden leiten das Sickerwasser unter Einwirkung eines wöchentlich vorzulegenden Unterdruckes in Sammelbehälter ab.

Begleitende Untersuchungen erstrecken sich auf die Ermittlung der Bodeneigenschaften, die Bestimmung des Ertrages und der Nährstoffsalden sowie der Messung der Bodenfeuchte.



**Abbildung 12: Darstellung einer Lysimeteranlage in der Auenniederung (Messplätze A1 und A3; s. Abbildung 10)**

### 3.4 Modellierungen

Zur Ökosystemaren Wirkungsanalyse wurden verschiedene Modellwerkzeuge angewandt, die zum einen für die Aufgabenstellung weiterentwickelt werden mussten, zum anderen durch Kopplung miteinander verknüpft wurden.

Für die Beschreibung einzelner Teilprozesse des Landschaftswasserhaushalts eines Flusseinzugsgebietes existieren bislang leistungsfähige Modellfamilien, die den Fokus bei der Abbildung der Realität auf bestimmte Teilprozesse setzen, während andere nur vereinfacht abgebildet oder als Randbedingung berücksichtigt werden. Man unterscheidet zwischen:

- **Niederschlag-Abfluss-Modellen (NA-Modell)** für die Simulation der Abflussbildungs- und Abflusskonzentrationsprozesse, die in verschiedenen räumlichen Skalen auf der Basis hydrologisch gleichwertiger Hydrotope arbeiten und durch die Nutzung des GIS eine breite Anwendung gefunden haben. Die Abbildung lateraler Fließwege im Grundwasserbereich erfolgt in den NA-Modellen stark vereinfacht durch konzeptionelle Modellansätze (Speicheransätze);
- **Grundwassermodellen (GW-Modell)**, die mit Hilfe von Finite-Differenzen bzw. Finite-Elemente-Lösungen die Grundwasserströmung hinreichend genau beschreiben. Sowohl die Grundwasserneubildung als auch die Wasserstände in den Gewässern gehen zeitlich stark aggregiert in diese Modelle als Randbedingungen ein;
- Hydrologischen oder hydraulischen Flusslaufmodellen für die Simulation der Konzentrations- und Retentionsprozesse in den Gewässern.

Durch die Kopplung der verschiedenen Modelltypen kann erreicht werden, dass sich die spezifischen Stärken der einzelnen Modelle ergänzen. Das Problem liegt dabei zum einen in der Komplexität der abzubildenden Prozesse und ihrer Wechselbeziehungen als auch in der Vielzahl der erforderlichen Eingangsdaten für die Einzelmodell. Demzufolge wurden die z.Z. verfügbaren gekoppelten Modelle zumeist zur Lösung einer speziellen Aufgabenstellung und für ein abgegrenztes Gebiet entwickelt (REFSGAARD et al., 1995, DIERSCH, 1998). Die dabei entwickelten kommerziellen Programmsysteme erlauben nur bedingt eine Erweiterung bzw. den Austausch einzelner Programmelemente. Ein Ziel der Arbeit war die Entwicklung eines gekoppelten Flussgebietsmodells für die Wirkungsanalyse im Raum 2, das die Prozesse der oberirdischen und unterirdischen Abflussbildung hinreichend genau abbildet(s. Abbildung 13).

Methodisch sollte dieses Ziel für das Einzugsgebiet des Unstrutpegels Nängelstedt über die Kopplung eines GW-Modells auf der Grundlage des Softwaresystems MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988) mit dem NA-Modell ArcEGMO (BECKER et al. 2002, PFÜTZNER et al. 2002) erreicht werden.

Die Beschreibung der Kopplung erfolgt in Kapitel 5.2.4 (s. S. 98).

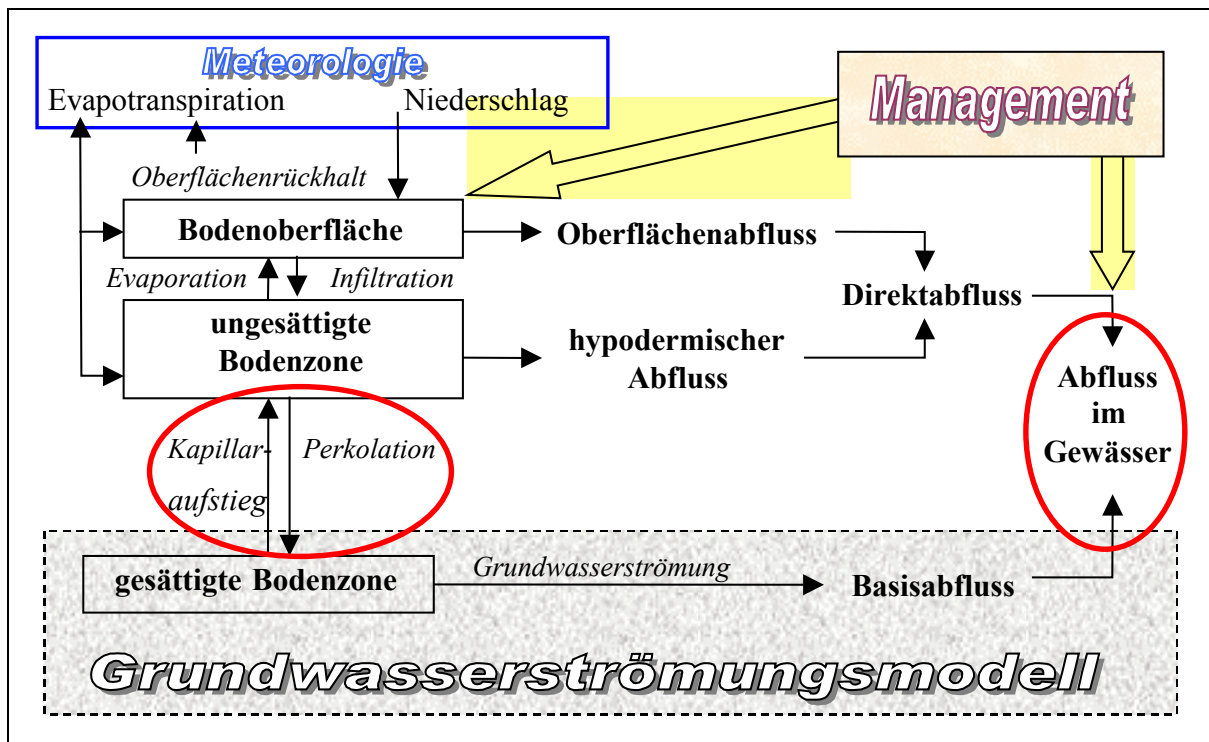
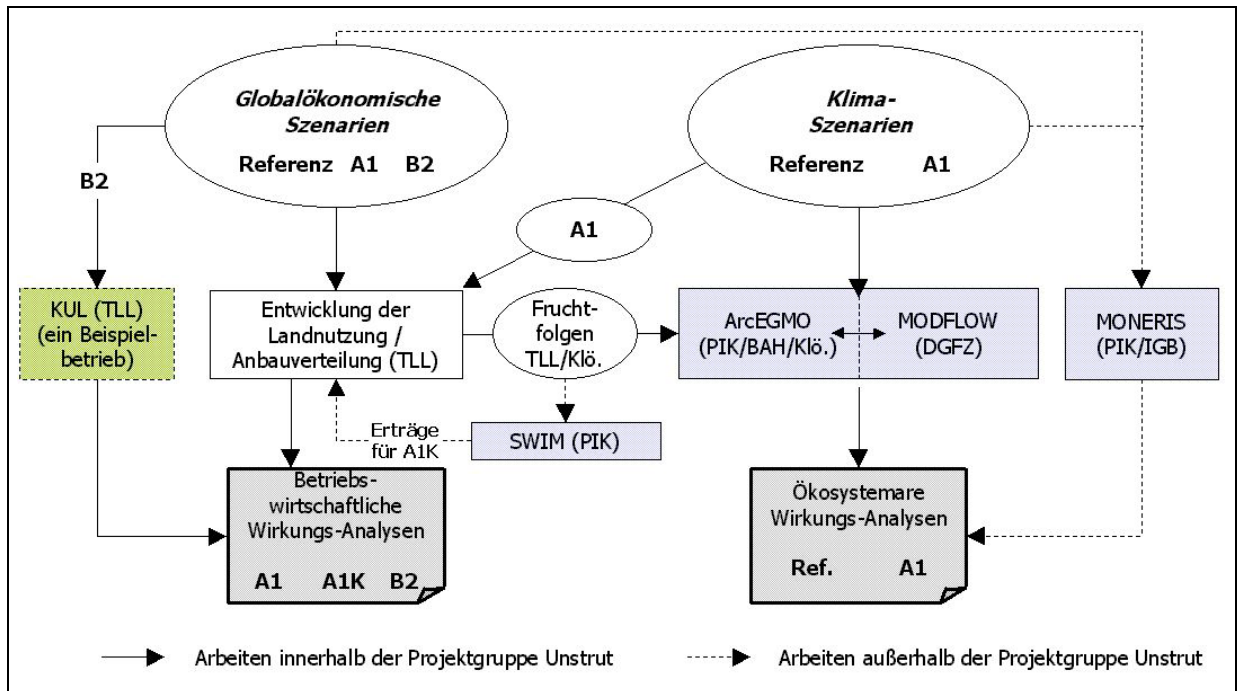


Abbildung 13: Schematische Darstellung der Komponenten eines gekoppelten Flussgebietsmodells

Neben den wasser- und stoffhaushaltlichen Berechnungen mit ArcEGMO und MODFLOW, die den Kern der ökosystemaren Wirkungsanalyse bilden, wurden weitere Modellierungen im Unstruteinzugsgebiet vorgenommen, die die Ergebnisse der Wirkungsanalysen untersetzen.

Zur Beschreibung der *Gewässergüte* im Untersuchungsraum I (Pegel Oldisleben) wurde außerdem exemplarisch eine Berechnung mit dem Programm MONERIS vorgenommen (s. Kap. 5.3, S. 111). Die Berechnungsergebnisse beziehen sich auf den Status quo.

Eine Zusammenschau der im TP Unstrut vorgenommenen Modellierungen gibt die Abbildung 14.



**Abbildung 14: Modellierungen und ihre Verknüpfungen im TP Unstrut.**

## 4 Ableitung von Landnutzungsszenarien

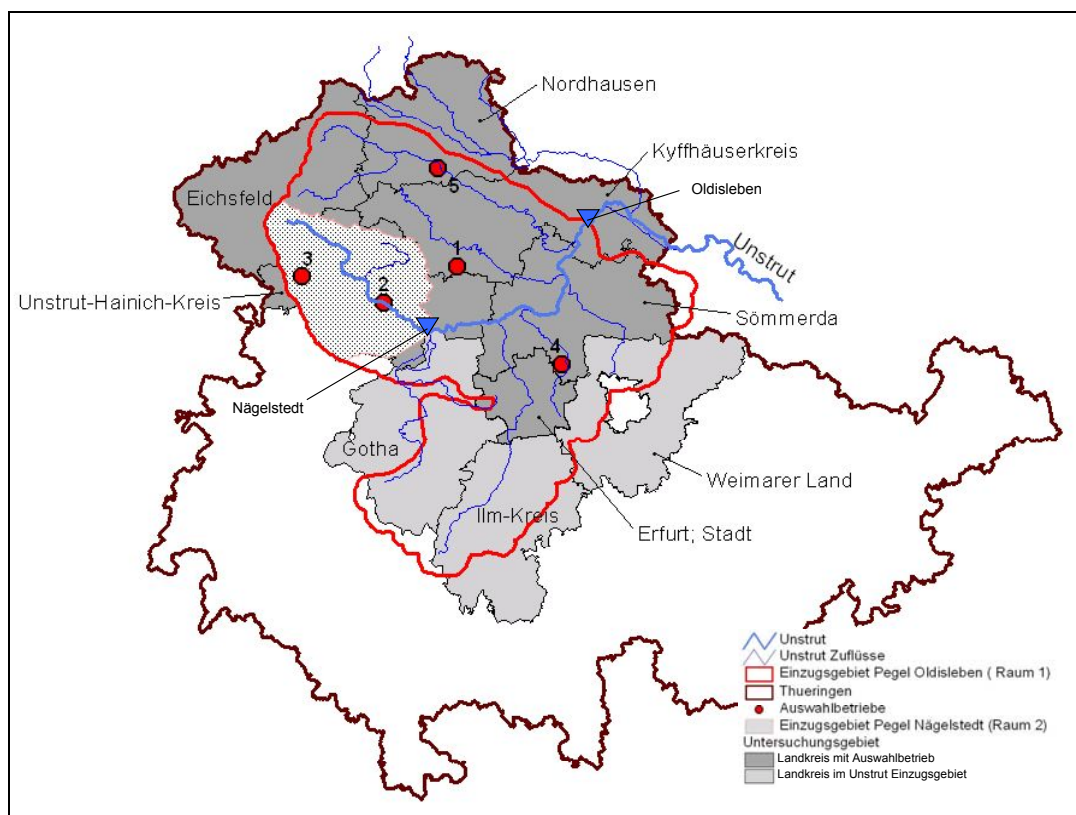
Die Landnutzungsszenarien werden im Teilprojekt „Unstrut“ durch einen sozioökonomisch geprägten „Bottom-up-Ansatz“ entwickelt, dessen methodisches Vorgehen im folgenden Kapitel 4.1 erläutert wird. Anders als in anderen Modellen (z.B. KIRSCHKE 1997) werden real-typische Betriebe genutzt, um Anpassungsstrategien an veränderte Rahmenbedingungen (politische; klimatische) zu ermitteln.

Im **Status-quo** wird der grundsätzliche methodische Ansatz und die Ausrichtung des Modells (typische Betriebe) mit den realen Daten der Agrarstatistik erläutert.

In der Folge wird ein **Referenzszenario** unter Anwendung der Methode erstellt, indem die politischen Bedingungen der Agenda 2000 (Abbildungsjahr 2010) als Vergleich für die gewonnenen Ergebnisse der **Alternativszenarien A1 (Liberalisierungsszenario)** und **B2 (Regionalisierung-/Ökologisierungsszenario)** dienen.

Das UG erstreckt sich über die Kreise:

- Eichsfeld,
- Unstrut-Hainich,
- Nordhausen,
- Kyffhäuser,
- Sömmerda.



**Abbildung 15: Landkreise, die im Unstrut-EZG liegen. (dunkelgrau: Landkreis mit Auswahlbetrieb, hellgrau Landkreise im Unstrut-Einzugsgebiet)**

## 4.1 Methodenentwicklung

### 4.1.1 Klassifizierung und Ermittlung der Wichtungsfaktoren

Es wurden 1449 Landwirtschaftsbetriebe im Untersuchungsgebiet entsprechend ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche (ha) und ihres jeweiligen Tierbesatzes (GVE/ha) in 5 Flächenklassen (L1-L5) und 8 Tierbestandsklassen (G0-G7) eingruppiert (Tabelle 7). Mit dieser Klassifizierung wird die Auswahl von Klassen im Untersuchungsgebiet möglich, deren Betriebe in der Summe die größten Flächenanteile im Untersuchungsraum besitzen.

Den gebildeten Klassen (G0/L1-G7/L5) wird ein Wichtungsfaktor zugeordnet, der sich aus dem Anteil der Fläche der jeweiligen Klasse an der Fläche im Untersuchungsgebiet (z.B. Klasse G1/L4 hat Wichtungsfaktor von 0,148) herleitet.

Insgesamt werden 40 Klassen gebildet, wobei nur 28 Klassen durch Landwirtschaftsbetriebe des Territoriums besetzt sind. Acht Klassen besitzen jeweils Flächenanteile unter 1 %, das sind insgesamt 3,2 % der Fläche im Untersuchungsgebiet (UG). 9,2 % der Fläche im UG werden durch Betriebe belegt, deren Klassen Flächenanteile zwischen 1 % - 2 % liegen.

Fünf Klassen weisen Flächenanteile über 8 % auf und werden als Auswahlklassen für die Untersuchungen für GLOWA-Elbe herangezogen. Aus den **Auswahlklassen G0/L2, G1/L3, G2/L3, G1/L4** und **G2/L5** wird jeweils ein Auswahlbetrieb bestimmt, der als typischer Vertreter seiner jeweiligen Klasse zu bewerten ist. Bei der Auswahl sind wesentliche Faktorausstattungen (Boden, Tierbestand) berücksichtigt.

Tabelle 7: Klassifizierung und Ermittlung der Wichtung

Flächenklassen LF	L1 0-100ha			L2 101-500 ha			L3 501-1500 ha			L4 1501-2500 ha			L5 >2500		Untersuchungsgebiet gesamt			
	n <sup>1)</sup>	Fläche	in %	n <sup>1)</sup>	Fläche	in %	n <sup>1)</sup>	Fläche	in%	n <sup>1)</sup>	Fläche	in %	n <sup>1)</sup>	Fläche	in %	ha (LF)	ha (%)	
0	G0	251	4.784	1,6	93	24.355	8,2	24	19.281	6,5	11	20.152	6,8	4	13.838	4,7	82.409	27,8
>0-0,4	G1	179	3.800	1,3	66	13.906	4,7	29	29.215	9,8	23	44.001	14,8	5	16.953	5,7	107.875	36,4
0,41-0,8	G2	175	3.242	1,1	47	10.420	3,5	27	27.720	9,3	9	16.394	5,5	7	23.959	8,1	81.735	27,6
0,81-1,2	G3	182	3.705	1,2	22	4.414	1,5	6	4.412	1,5	0	0	0	0	0	0	12.531	4,2
1,21-1,6	G4	113	1.953	0,7	15	2.888	1	1	1.272	0,4	0	0	0	0	0	0	6.113	2,1
1,61-2,0	G5	67	590	0,2	7	1.337	0,5	2	1.625	0,5	0	0	0	0	0	0	3.552	1,2
2,0-2,4	G6	33	200	0,1	5	766	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	966	0,3
>2,41	G7	45	381	0,1	0	0	0	1	1.064	0,4	0	0	0	0	0	0	1.445	0,5
<b>Summe</b>			<b>18.654</b>	<b>6,3</b>		<b>58.086</b>	<b>19,6</b>		<b>84.588</b>	<b>28,5</b>		<b>80.548</b>	<b>27,2</b>		<b>54.750</b>	<b>18,5</b>	<b>296.625</b>	<b>100,0</b>

<sup>1)</sup>n = Anzahl der Betriebe



#### 4.1.2 Auswahlbetriebe und Dummy

Aus den fünf flächenstärksten Klassen (Auswahlklassen) wird jeweils ein Betrieb ausgewählt (Tabelle 8), der mit einer spezifischen Wichtung<sup>2</sup> ausgestattet ist.

Rechtsform der Betriebe, ihre Typisierung und die Bereitschaft der Betriebe zur Mitarbeit bei GLOWA-Elbe sind neben der beschriebenen Faktorausstattung weitere Kriterien zur Auswahl der Betriebe.

Tabelle 8: Auswahlbetriebe im Untersuchungsgebiet

Betrieb	01	02	03	04	05
Rechtsform	Juristische Person-GmbH	Juristische Person-e.G.	Juristische Person-e.G.	Natürliche Person	Juristische Person-GmbH&CoKG
Typisierung	Markt-Futterbaubetrieb	Markt-Futterbaubetrieb	Markt-Futterbaubetrieb	Marktf Fruchtbetrieb	Futterbau-Marktf Fruchtbetrieb
LF(ha)	1.050	3.680	847	236	1.734
AF(ha)	1028	3520	732	236	1658
Grünland(ha)	9	85	114	-	133
Tierbesatz GVE/ha LF	0,2	0,6	0,6	-	0,3
Wichtung	0,098	0,081	0,093	0,082	0,148

Die Betriebsstruktur eines typischen Auswahlbetriebes ist Repräsentant für die Betriebsstrukturen der Betriebe innerhalb einer Klasse und durch die Wichtung wird der Anteil einer virtuellen Betriebsstruktur der entsprechenden Klasse im Untersuchungsgebiet bestimmt.

Mit den fünf typischen Betrieben werden wesentliche Produktionsprofile im Untersuchungsraum erfasst. Jedoch sind einzelne Produktionsverfahren (insbesondere der Anteil Grünland) durch dieses Auswahlverfahren ungenügend bewertet. Mit der Einbeziehung eines Dummy-Betriebes (synthetischer/fiktiver Betrieb) werden die Produktionsstrukturen komplementiert, die durch die Auswahlbetriebe nur ungenügend für den Untersuchungsraum repräsentiert werden.

Der Dummy erhält eine Wichtung von 0,1 das entspricht der durchschnittlichen Wichtung der Auswahlbetriebe.

<sup>2</sup> Anteil der Fläche einer Klasse an der Fläche des Untersuchungsgebietes

### 4.1.3 KUL Analyse

Zusätzlich zur Faktorausstattung, Rechtsform und Typisierung der landwirtschaftlichen Betriebe erfolgt eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Unternehmen, die für weitere ökosystemare Beurteilungen und ökonomische Bewertungen im Teilprojekt herangezogen wird.

Mit dem Verfahren „Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung“ (KUL) (ECKERT & BREITSCHUH, 1997) wird ein Bewertungssystem angewandt, welches auf betrieblicher Ebene die Nachhaltigkeit wichtiger Boden- und Landschaftsfunktionen untersucht und ein umweltgerechtes Wirtschaften der Landwirte für die Gesellschaft transparent macht. Dabei sollen bestimmte Umwelteinwirkungen, die zwangsläufig mit der produktiven Landbewirtschaftung verbunden sind, langfristig auf ein umweltverträgliches Maß eingestellt werden. Die einzelnen Kriterien werden quantifiziert und bei Überschreitung definierter Toleranzbereiche ist Handlungsbedarf zu formulieren. Die Abbildung 16 stellt am Beispiel eines Auswahlbetriebes die in KUL verwendeten Kriterien mit den entsprechenden Toleranzbereichen dar. Die horizontalen Balken stehen für die Bewertung und Bonitur der einzelnen Kriterien.

Die Betrachtung von Wasserqualitätsproblemen ist für das Einzugsgebiet der Unstrut wesentlicher Betrachtungsschwerpunkt. Der Hauptanteil der Stickstofffracht kommt aus landwirtschaftlich geprägten Regionen des Saale-Unstrut-Gebietes. Damit wird der Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge in die Gewässer große Bedeutung beigemessen. Die Beurteilung der Nährstoffhaushalte wird bei der einzelbetrieblichen KUL-Untersuchung quantifiziert dargestellt. KUL zeigt in übersichtlicher Form über 17 Kriterien den Einfluß eines Betriebes auf die Umwelt mit den Bereichen Luft, Wasser und Boden. Die Kriterien beschreiben dabei die Komplexe Nährstoffhaushalt, Bodenschutz, Pflanzenschutz, Landschafts- und Artenvielfalt und Energiebilanz.

Die KUL-Analyse erfaßt für den Nährstoffhaushalt als Hoftorsaldo alle Zu- und Abgänge. Nur so ist eine quantifizierbare Aussage für den Gesamtbetrieb möglich. Das Streben nach langfristig optimalen Ergebnissen in allen Bereichen verbietet extreme Düngung (zu viel – zu wenig) auf einzelnen Feldern bei einem ausgeglichenen Betriebssaldo. Diese Handlungsweise führt im Betriebsdurchschnitt meist zu deutlich höheren Nährstoffüberschüssen. Auch eine Düngung zum nicht optimalen Zeitpunkt und ungenügende Sorgfalt im Umgang mit den organischen Düngern haben dies zur Folge. Toleranzüberschreitungen sollten daher immer Anlass sein, die Düngung und Fütterung zu analysieren.

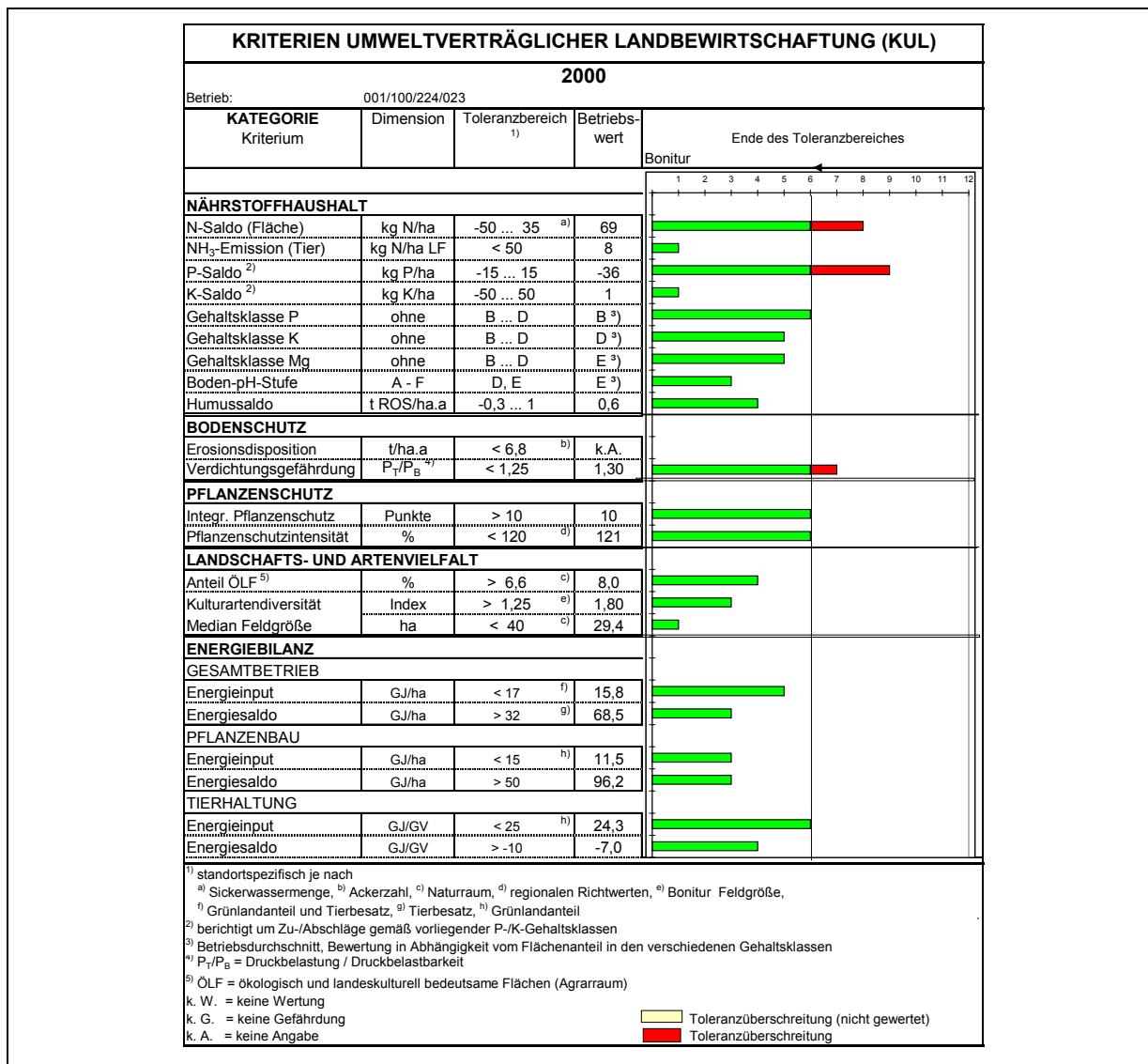


Abbildung 16: Beispiel einer Betriebsbewertung nach KUL

Andererseits bestehen auch Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren bezüglich der Erträge und Futtermittelverwertung. Um deren Auswirkung gering zu halten wird die Bewertung von mindestens 3 aufeinander folgenden Jahren angestrebt.

Aus der Bewertung eines einzelnen Betriebes kann natürlich keine Aussage auf die Region abgeleitet werden. Dazu müsste die Anzahl der erfassten Betriebe wesentlich erweitert werden. Dabei sollte das Spektrum der verschiedenen Betriebstypen sich in der Auswahl wiederfinden.

In der Ist-Analyse wird festgestellt, ob in dem Betrieb Maßnahmen erforderlich sind, langfristig den N- und P-Saldo oder auch andere Kriterien in tolerable Bereiche zu bringen.

### ***KUL-Auswertung der Auswahlbetriebe***

Für vier der fünf Auswahlbetriebe wurde eine KUL-Auswertung für zwei Wirtschaftsjahre durchgeführt (Ist-Zustand), deren Zweijahresmittel bei allen Betrieben Handlungsbedarf in Bezug auf den N-Saldo anzeigt (Anlage A5).

Bezüglich der N-Salden ist einzuschätzen, dass die gesamte N-Zufuhr die Abfuhr an pflanzlichen und tierischen Produkten übersteigt. Als tolerabel sind Betriebsmittelwerte aller Flächen von  $-50$  bis  $+35$  bzw. je nach Sickerwassermenge bis  $+50$  kg N/ha einzuschätzen. Die Betriebsmittelwerte der Auswahlbetriebe bewegen sich im Wertebereich von  $53$  bis  $98$  kg N/ha und liegen damit bis zu  $100\%$  über den betriebsspezifisch definierten Toleranzbereichen. Abzuleiten sind deshalb Handlungsoptionen, die Stickstoffbilanz langfristig in tolerable Bereiche einzustellen und damit positive Veränderungen im Wasserhaushalt und bei den Nährstoffeinträgen zu erzielen. Die N-, P- und K-Bemessung sollte entsprechend dem Heft „Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung“ oder dem Programm „Stickstoff-Bedarfs-Analyse (SBA)“ der TLL erfolgen, die die Düngung an den Bedarf der Pflanzen unter Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren N-Gehaltes im Boden und der Bodenuntersuchung zur pH-Stufe, P-,K- und Mg-Versorgung anpasst.

Der P-Saldo, der sich im Toleranzbereich von  $-15$  bis  $+15$  kg P/ha einstellen sollte, wird von drei Betrieben im Jahresmittel unterschritten ( $-21/-29/-18$  kg P/ha). Auch die anderen beiden Betriebe weisen negative P-Salden aus. Daher ist langfristig mit einer Verarmung des Bodens und damit einhergehend nur mit minimalen bis vernachlässigbaren P-Einträgen in die Gewässer zu rechnen.

Beim K-Saldo liegen alle Betriebe mit Salden von  $12$  kg/ha bis  $20$  kg/ha sehr gut in dem zulässigen Bereich von  $-50$  kg/ha bis  $+50$  kg/ha. Dabei wird von den Betrieben der meist geogen bedingt relativ hohe Vorrat an K im Boden bei der Düngung angemessen berücksichtigt.

Eine Belastung der Gewässer mit Nährstoffen, dazu noch in vermeidbarer Höhe, liegt nur bei Stickstoff vor.

Für die ökonomischen Bewertungen wird in GLOWA das Grundprinzip der Ersatzdüngung (Erhaltungsdüngung; Entzugsdüngung) bei einem mittleren anzustrebenden Niveau des Nährstoffversorgungszustandes im Boden bei der Gehaltsklasse C<sup>3</sup> zu Grunde gelegt und damit eine optimale N-Versorgung der Pflanzenbestände unterstellt. Unnötige Stoffbelastungen und Stoffeinträge in die Gewässer, die aus Missmanagement resultieren, sollen mit dieser Vorgehensweise ausgeschlossen und ökonomische Fehlbewertungen beim Düngereinsatz vermieden werden.

Die KUL –Analyse stellt ein Instrument zur quantitativen und qualitativen Bewertung des Umweltstatus und der Nährstoffflüsse der Landwirtschaftsbetriebe dar.

---

<sup>3</sup> Gehaltsklasse C für Phosphor (P); Kalium(K); Magnesium(Mg); Kalkversorgungszustand Stufe E

#### 4.1.4 Ermittlung von Multiplikatoren

Da der Wichtungsfaktor (Kap. 4.1.1) nur eine Aussage darüber trifft, wie hoch der Anteil der Fläche einer Klasse im Untersuchungsgebiet ist und eine Aussage über die Repräsentanz des Auswahlbetriebes innerhalb der Klasse im UG noch nicht gemacht ist, muss ein weiterer Faktor (**Multiplikator**) herangezogen werden.

Mit Hilfe eines betriebsspezifischen Multiplikators kann die Landnutzung des Einzelbetriebes auf seine Klasse hochgerechnet und auf die gesamte Anbaustruktur im Untersuchungsgebiet übertragen werden.

Für die Entwicklung von Landnutzungsszenarien (hochgerechnete Anbaustrukturen) sind Multiplikatoren<sup>4</sup> notwendig, die sich auf die Ackerflächennutzung beziehen. Die ökonomischen Erhebungen für das Untersuchungsgebiet werden unter Anwendung von Multiplikatoren<sup>5</sup> für die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) erreicht (Tabelle 9).

Tabelle 9: Betriebsbezogene Wichtung und Hochrechnungsfaktoren

	Betrieb 01	Betrieb 02	Betrieb 03	Betrieb 04	Betrieb 05	Dummy
Wichtung	0,098	0,081	0,093	0,082	0,148	0,1
	Hochrechnungsfaktor					
Merkmal AF	21,8	6,0	33,6	91,8	23,6	29,8
Merkmal LF	24,5	6,7	33,0	104,4	24,8	22,9

#### 4.1.5 Ermittlung der Fruchtfolge

Die auf das UG hochgerechneten Anbauverhältnisse aller angebauten Kulturen können als jährlich-horizontale Fruchtfolge bezeichnet werden. Um aber den Einfluss der Anbaustrukturen auf den Boden und die Stoffflüsse zu ermitteln, ist es notwendig, die Ackernutzung im Zeitablauf, d. h. über eine vertikale Fruchtfolge abzubilden. Da es sich bei dem Untersuchungsgebiet um eine geografisch und ackerbaulich weitgehend homogene Region handelt und von daher auf keinem Boden der Anbau bestimmter Kulturen ausgeschlossen werden muss, ist es möglich, aus der vorhandenen horizontalen Fruchtfolge, die für die weitere Forschungsarbeit notwendige vertikale Fruchtfolge abzuleiten.

In einer theoretischen 40-gliedrigen Fruchtfolge, die immer um ein Glied versetzt auf 1/40 der Ackerfläche läuft, deckt jedes Fruchtfolgeglied 2,5 % der gesamten Ackerfläche ab

<sup>4</sup> Multiplikator AF = absolute Flächenausstattung (AF) der Klasse : Flächenausstattung (AF) des Betriebes

<sup>5</sup> Multiplikator LF = absolute Flächenausstattung (LF) der Klasse : Flächenausstattung (LF) des Betriebes

(100 %:40=2,5 %). Aus dem ermittelten Anbauumfang jeder Kultur für die Ernte 1999 ist es somit möglich, für jede Kultur die Anzahl der Glieder zu errechnen, die sie in einer 40-gliedrigen horizontalen Fruchtfolge stellen muss (z.B. W-Raps mit 16 % Anbauumfang: 2,5 % = 6 Fruchtfolgeglieder<sup>6</sup>). Der letzte Schritt zur Erstellung der Fruchtfolge besteht darin, die ermittelten Fruchtfolgeglieder in einer pflanzenbaulich, phytosanitär und agrotechnisch sinnvollen Reihenfolge anzuordnen.

#### 4.2 Status-quo zur Validierung des Bottom-up-Ansatzes

Um die Methodenentwicklung zu validieren, wird für die Flächennutzung im Territorium ein Status-quo erstellt.

Auf Grundlage der betriebswirtschaftlichen Abbildung der typischen real existierenden Betriebe (letzter verfügbarer Buchführungsabschluss 1999/2000 - zu Projektbeginn - und ergänzende Unterlagen des Betriebes) wurde die Eignung der beiden Faktoren (Wichtung und Multiplikator) an den realen agrarstatistischen Daten (Kreisstatistik 1999) im Untersuchungsgebiet überprüft.

Vorbedingungen:

- \* Die Angaben aus der Agrarstatistik zum Umfang von Dauergrünland und Sonderkulturen werden mittelfristig als unveränderter Wert betrachtet und spielen bei der Erstellung der Fruchtfolge auf dem Acker keine Rolle.
- \* Food-Raps und Raps nachwachsender Rohstoffe wird als Winterraps erfasst.

Nach der Hochrechnung der Anbauumfänge jeder angebauten Kultur in den jeweiligen Auswahlbetrieben und Dummy mit den spezifischen Multiplikatoren und den Wichtungsfaktoren auf das Untersuchungsgebiet ergibt sich nach Summierung eine Gesamtanbaustruktur für das Untersuchungsgebiet (Tabelle 10). Daraus ist entsprechend Kapitel 4.1.5 die Anzahl der Fruchtfolgeglieder abzuleiten.

Tabelle 10: Vergleich der Ackerflächennutzung und Fruchtfolgeglieder aus Agrarstatistik 1999 und der Hochrechnung aus den realen Betriebsdaten der Auswahlbetriebe 1999 (Status-quo)

Fruchtarten	Anbauverhältnis (%)		Fruchtfolgeglieder	
	Agrarstatistik 1999	Status-quo	Agrarstatistik 1999	Status-quo
Winterweizen	32,5	31,1	13	13
Wintergerste	10,3	10,5	4	4
Winterroggen	2,4	2,8	1	1
Triticale	1,5	2,0	1	1

<sup>6</sup> es wird immer auf volle Glieder gerundet

Fruchtarten	Anbauverhältnis (%)		Fruchtfolgeglieder	
	Agrarstatistik 1999	Status-quo	Agrarstatistik 1999	Status-quo
Sommerweizen	2,8	3,3	1	1
Sommergerste	10,4	10,2	4	4
sonst. Getreide	1,2	0,3	0	0
Raps	15,4	15,6	6	6
sonst. Ölsaaten	3,1	2,1	1	1
Zuckerrüben	2,6	2,6	1	1
sonst. Hackfrüchte	0,6	0,4	0	0
Grünfütter	2,7	4,2	2	2
Körnerleguminosen	4,4	5,2	2	2
Mais	5,1	5,0	2	2
Stilllegung	3,9	3,4	2	2
Sonstige	1,1	1,1	0	0

Die Auswahl der Betriebe, der Wichtungsfaktor, die Ermittlung des Multiplikators und die Modellierung des Dummy-Betriebes erweisen sich beim Vergleich der Anbaustrukturen für das Untersuchungsgebiet aus der Agrarstatistik 1999 und den Anbaustrukturen im Status-quo aus den realen Daten der Auswahlbetriebe plus Dummy-Betrieb, als geeignet, um die Flächennutzung (Landnutzung) im Untersuchungsgebiet unter veränderten Rahmenbedingungen abzubilden.

Aus der Anbaustruktur und den entsprechenden Fruchtfolgegliedern wird eine pflanzenbaulich sinnvolle Fruchtfolge erstellt (Tabelle 11).

Tabelle 11 Vertikale Fruchtfolge im Status-quo

Fruchtfolgeglied	Fruchtart	Fruchtfolgeglied	Fruchtart
1	Winterraps	21	Winterraps
2	Winterweizen	22	Winterweizen
3	Wintergerste	23	Sonnenblumen
4	Stilllegung	24	Winterweizen
5	Winterraps	25	Wintergerste
6	Winterweizen	26	Winterraps
7	Sommergerste	27	Winterweizen
8	Mais	28	Mais
9	Winterweizen	29	Winterweizen
10	Winterroggen	30	Sommergerste
11	Sommergerste	31	Fütter

Fruchtfolgeglied	Fruchtart	Fruchtfolgeglied	Fruchtart
12	Winterraps	32	Winterweizen
13	Winterweizen	33	Zuckerrübe
14	Wintergerste	34	Winterweizen
15	Sommerweizen	35	Wintergerste
16	Körnerleguminosen	36	Winterraps
17	Winterweizen	37	Winterweizen
18	Sommergerste	38	Körnerleguminosen
19	Futter	39	Winterweizen
20	Stillegung	40	Triticale

Die Ergebnisse des Anpassungsverhaltens der real-typischen Betriebe zum Faktoreinsatz, zur Produktionsstruktur und den einzelnen monetären Kennzahlen sind Grundlage für Aussagen auf Sektorebene (Untersuchungsgebiet).

Die in der Status-quo-Variante (Basisjahr 1999) ermittelten Wichtungen und Multiplikatoren werden im Referenzszenario und in den Wandelszenarien (A1, B2) konstant belassen. Die hochgerechneten einzelbetrieblichen Ergebnisse hinsichtlich Faktoreinsatz, zur Produktionsstruktur und den monetären Kennzahlen werden aufsummiert und entsprechend ihrer Wichtung auf das Untersuchungsgebiet projiziert. So sind Analysen agrar- und umweltpolitischer Kriterien, insbesondere monetärer Kennzahlen gebietsbezogen möglich. Eine Übersicht des methodischen Vorgehens zur Ermittlung von Landnutzungsszenarien gibt die Abbildung 17.

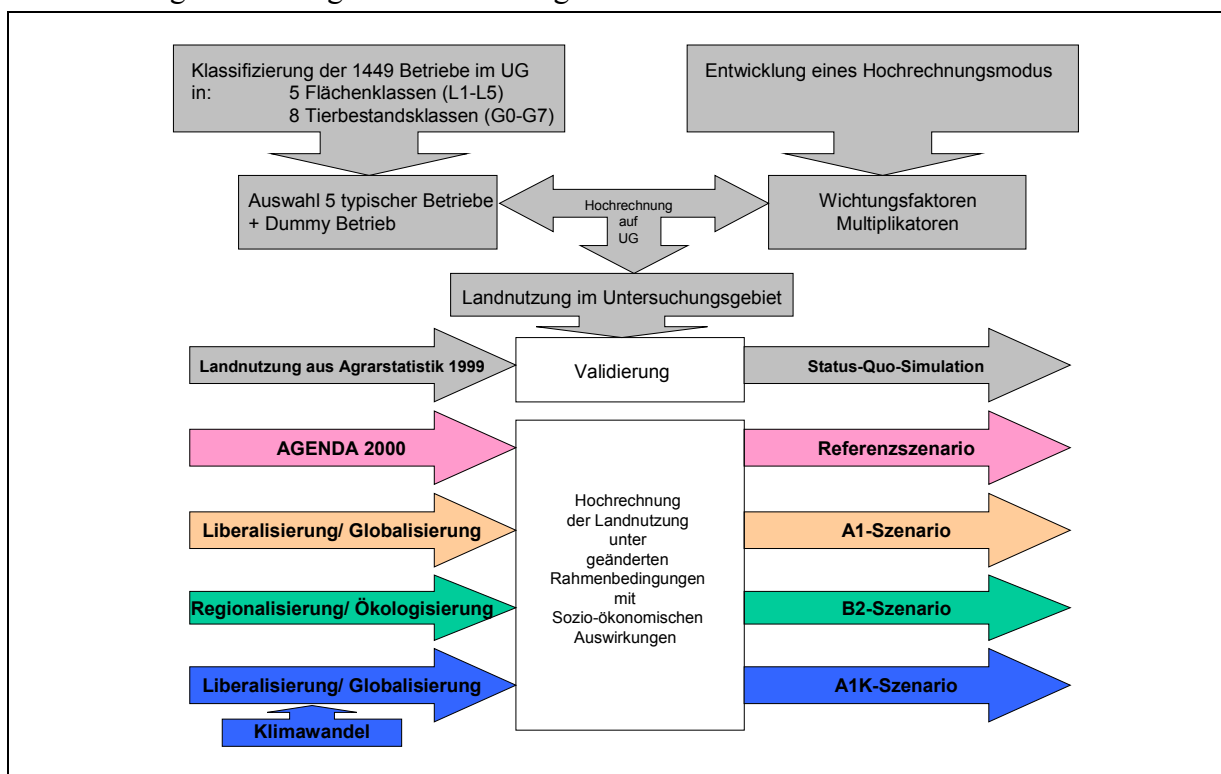


Abbildung 17: Schematische Darstellung der methodischen Schritte



### 4.3 Ableitung von Düngungsempfehlungen

Für die Analyse der Wasser- und Stoffflüsse im Teilprojekt Unstrut wird neben der Landnutzung (Anbaustruktur/ Fruchtfolge) der Düngungsbedarf, der sich an den standortabhängigen Ertragserwartungen orientiert, berücksichtigt (Kap. 4.1.3).

Für die ertrags- und standortabhängige Abbildung der Düngermenge werden die Bodengeologischen Einheiten auf der Grundlage von Leitbodenprofilbeschrieben (Bodengeologische Konzeptkarte 1:50.000) drei Kategorien unterschiedlichen Ertragspotentials (niedrig, mittel, hoch) zugeordnet. Wesentliche Bestimmungsgründe dafür sind die Mächtigkeit der Wurzelzone, die Korngrößenzusammensetzung, der Skelettanteil, die nutzbare Feldkapazität, die Bodendichte, die hydraulische Leitfähigkeit und der pH-Wert der einzelnen Bodenhorizonte sowie verbale Beschreibungen über den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser und die Anbaueignung und Angaben über die Niederschlagsverhältnisse (Tabelle 12).

Tabelle 12: Klassifikation von Bodentypen in Abhängigkeit von ihrem Ertragspotential

Ertragspotential	Ackerzahl	Bodengeologische Einheit	Beschreibung
Niedrig	< 50	g1, g2, h3s, s2, k4, k5, lg1-lg5	flachgründig, hoher Ton- oder Sandgehalt, mittlerer bis hoher Skelettgehalt, niedriger pH, geringe Wasserdurchlässigkeit und Stauwasserbildung, geringe pflanzenverfügbare Wassermenge
mittel	50...65	ds1, ds2, ds3, h1g, h1t-h4t, h2s, h4s, k2, k3, lö4k, lö5, r1, r2, s1, s3, t1, t1h, t2-t4, tk, tkg	mittelgründig, sandig-lehmiges bis schluffig-toniges Substrat, mittlerer pflanzenverfügbarer Wassergehalt, zeitweilig Staunässe, niedriger pH
Hoch	65...90	ds5, ds6, h1a, h2l, h3l, k1, lö1, lö2, lö6	Tiefgründig, sandig-lehmiges bis schluffig-toniges Substrat, mittlerer bis hoher pflanzenverfügbarer Wassergehalt, kapillarer Aufstieg aus Grundwasser, geringer Skelettgehalt

In Abhängigkeit vom Ertragsniveau werden für die Ackerkulturen mit einem Stickstoff-Bedarfs-Analyse-Modell (SBA) der N-Düngerbedarf und die optimalen Ausbringungszeiträume nach den Leitlinien der TLL Jena ausgewiesen.

Die Düngungen für die Grundnährstoffe P, K und Mg (Grunddüngung) ergeben sich aus dem Nährstoffentzug des Erntegutes mit der Randbedingung, dass der Boden der Gehaltsklasse C<sup>7</sup> zuzuordnen ist. Die Grunddüngung wird im dreijährigen Turnus

<sup>7</sup> Gehaltsklasse C sieht eine optimale Versorgung pflanzlicher Nährstoffe mit P, K und Mg vor

durchgeführt. Laut Düngeverordnung ist der Gehalt des Bodens an P, K und Mg aller 6 Jahre zu überprüfen.

Im hydrologischen Modell ArcEGMO werden die Landnutzungen (Anbaustrukturen) mit den entsprechenden Fruchtfolgen und die dazugehörigen Düngungsstrategien entsprechend der Bodenverhältnisse verschnitten (Klöcking 2003).

Der N,P,K und Mg-Bedarf, sowie das Düngungsregime (Ausbringungszeitraum) wird in den Tabelle 13 und Tabelle 14 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 13 N- Gesamtbedarf (kg/ha)

		Ausbringungszeit	Ertragsniveau (dt/ha)		
			50	mittel 65	hoch 80
<b>Getreide</b>	Winterweizen		50	65	80
	N-ges. Bedarf		150	170	180
	1. Gabe	Mitte März	120	130	130
	2. Gabe	April	30	40	50
	Wintergerste		50	60	70
	N-ges. Bedarf		120	140	150
	1. Gabe	Anfang März	100	110	110
	2. Gabe	April	20	30	40
	Sommergerste		40		60
	N-ges. Bedarf		80	90	90
	1. Gabe	zur Aussaat	80	90	90
	Sommergerstgras		40	60	80
	N-ges. Bedarf		120	130	130
	1. Gabe	zur Aussaat	120	130	130
			50	60	70
	N-ges. Bedarf		110	120	130
	1. Gabe	Ende Februar/ Anfang März	90	100	100
	2. Gabe	April	20	20	30
	Sommerweizen		50	60	70
	N-ges. Bedarf		140	150	160
1. Gabe	zur Aussaat	120	130	130	
2. Gabe	April	20	20	30	
Aussaat	Ende Februar/ Anfang März				
Triticale		50	60	70	
N-ges. Bedarf		120	140	150	
1. Gabe	Mitte März	100	110	110	
2. Gabe	April	20	30	40	
Hafer		30	55	80	
	N-ges. Bedarf		100	110	110
		Ausbringungszeit	Ertragsniveau (dt/ha)		
			niedrig	mittel	hoch
	1. Gabe	zur Aussaat	100	110	110
	Aussaat	Ende Februar/ Anfang März			
<b>Ölsaaten</b>	Öllein/ Sonnenblumen		20	30	40
	N-ges. Bedarf		95	95	95

	1. Gabe	zur Aussaat	95	95	95
	Aussaat	Ende März/ Anfang April			
	Winterraps		25	35	45
	N-ges. Bedarf		140	190	240
	1. Gabe	Ende Februar/ Anfang März	80	100	100
	2. Gabe	Mitte April	60	90	140
Leguminosen	Körnererbsen		25	40	50
	N-ges. Bedarf		40	40	40
	Ackerbohnen	Erträge dt/ha	20	30	40
	N-ges. Bedarf		50	60	60
	Klee/Luzerne	mehrfährig	200	250	300
	N-ges. Bedarf		70	80	80
Hackfrüchte/ Mais	Zuckerrüben			535	600
	N-ges. Bedarf			100	110
	1. Gabe	März		100	110
	Silomais		350	400	500
	N-ges. Bedarf			190	
	1. Gabe	mineral. N vor bzw. zur Saat	170	190	210

*Bei Leguminosen ist keine Stickstoffdüngung erforderlich. Durch die symbiontische N-Bindung sind positive N-Bilanzen zwischen 25-40 kg N zu erwarten.*

Tabelle 14 P, K, Mg- Gesamtbedarf (kg/ha)

		Ertragsniveau (dt/ha)			
		niedrig	mittel	hoch	
Getreide	Winterweizen	50	65	80	
	P in kg/ha (0,45 kg/dt Erntegut)	22,5	29,25	36	
	K in kg/ha (1,43 kg/dt Erntegut)	71,5	92,95	114,4	
	Mg in kg/ha (0,22 kg/dt Erntegut)	11	14,3	17,6	
	Wintergerste	Ertrag dt/ha	50	60	70
	P in kg/ha (0,45 kg/dt Erntegut)	22,5	27	31,5	
	K in kg/ha (1,63 kg/dt Erntegut)	81,5	97,8	114,1	
	Mg in kg/ha (0,22 kg/dt Erntegut)	11	13,2	15,4	
	Sommergerste	Ertrag dt/ha	40	50	60
	P in kg/ha (0,45 kg/dt Erntegut)	18	22,5	27	
	K in kg/ha (1,63 kg/dt Erntegut)	65,2	81,5	97,8	
	Mg in kg/ha (0,22 kg/dt Erntegut)	8,8	11	13,2	
	Winterroggen	Ertrag dt/ha	50	60	70
	P in kg/ha (0,47 kg/dt Erntegut)	23,5	28,2	32,9	
	K in kg/ha (1,99 kg/dt Erntegut)	99,5	119,4	139,3	
Mg in kg/ha (0,23 kg/dt Erntegut)	11,5	13,8	16,1		
Sommerweizen	Ertrag dt/ha	50	60	70	
P in kg/ha (0,45 kg/dt Erntegut)	22,5	29,25	36		
K in kg/ha (1,43 kg/dt Erntegut)	71,5	92,95	114,4		
Mg in kg/ha (0,22 kg/dt Erntegut)	11	14,3	17,6		
Hafer	Ertrag dt/ha	40	50	60	
P in kg/ha (0,49 kg/dt Erntegut)	19,6	24,5	29,4		
K in kg/ha (1,78 kg/dt Erntegut)	71,2	89	106,8		
Mg in kg/ha (0,19 kg/dt Erntegut)	7,6	9,5	11,4		

Ölsaaten	Triticale		50	60	70
		P in kg/ha (0,47 kg/dt Erntegut)	23,5	28,2	32,9
		K in kg/ha (1,77 kg/dt Erntegut)	88,5	106,2	123,9
		Mg in kg/ha (0,23 kg/dt Erntegut)	11,5	13,8	16,1
	Öllein		15	20	25
		P in kg/ha (0,72 kg/dt Erntegut)	10,8	14,4	18
		K in kg/ha (2,7 kg/dt Erntegut)	40,5	54	67,5
		Mg in kg/ha (0,57 kg/dt Erntegut)	8,55	11,4	14,25
	Winterraps		25	35	45
	P in kg/ha (1,06 kg/dt Erntegut)	26,5	37,1	47,7	
	K in kg/ha (4,15 kg/dt Erntegut)	103,75	145,25	186,75	
	Mg in kg/ha (0,45 kg/dt Erntegut)	11,25	15,75	20,25	
Leguminosen	Körnererbsen		25	40	50
		P in kg/ha (0,61 kg/dt Erntegut)	15,25	24,4	30,5
		K in kg/ha (3,32 kg/dt Erntegut)	83	132,8	166
		Mg in kg/ha (0,42 kg/dt Erntegut)	10,5	16,8	21
	Ackerbohnen		20	30	40
		P in kg/ha (0,65 kg/dt Erntegut)	13	19,5	26
		K in kg/ha (3,32 kg/dt Erntegut)	66,4	99,6	132,8
		Mg in kg/ha (0,36 kg/dt Erntegut)	7,2	10,8	14,4
	Klee/Luzerne		200	250	300
	P in kg/ha (0,065 kg/dt Erntegut)	13	16,25	19,5	
	K in kg/ha (0,52 kg/dt Erntegut)	104	130	156	
	Mg in kg/ha (0,045 kg/dt Erntegut)	9	11,25	13,5	
Hackfrüchte/ Mais	Zuckerrübe		350	400	500
		P in kg/ha (0,00 kg/dt Erntegut)	30,52	49,88	43,6
		K in kg/ha (0,00 kg/dt Erntegut)	232,4	249	282,2
		Mg in kg/ha (0,00 kg/dt Erntegut)			
	Silomais		350	400	500
		P in kg/ha (0,07 kg/dt Erntegut)	24,5	28	35
	K in kg/ha (0,37 kg/dt Erntegut)	129,5	148	185	
	Mg in kg/ha (0,07 kg/dt Erntegut)	24,5	28	35	

## 4.4 Landnutzungsszenarien

### 4.4.1 Referenzszenario

Grundlage für die Erstellung des Referenzszenarios sind die AGENDA Beschlüsse (Kap. 3.2.1). Für die Betriebe wird angenommen, dass die individuelle Planung unter dem Rahmen der AGENDA bereits stattgefunden hat. An Hand der Anbautrends 1999-2001 und Informationen zur Änderung der ökonomischen Vorzüglichkeit wird für jeden Auswahlbetrieb und Dummy eine angepasste Anbaustruktur entwickelt. Hierbei wird die verfügbare Ackerfläche konstant gehalten, da unter den politischen Bedingungen der Agenda 2000 weder eine Ausdehnung noch ein Umbruch von Grünland zu erwarten ist. Aus den betrieblichen Anbaustrukturen wird dann über die Hochrechnung mit Hilfe von Multiplikatoren und Wichtungsfaktoren zunächst die horizontale Fruchtfolge (Ackerflächennutzung im UG) ermittelt und hieraus über die weiteren beschriebenen Schritte die pflanzenbaulich sinnvolle vertikale 40-gliedrige Fruchtfolge abgeleitet.

#### 4.4.2 Alternativszenarien A1 und B2:

Im weiteren Verlauf des Projektes wurde im Vergleich zu den im Referenzszenario gewonnenen Ergebnissen aufgezeigt, welchen Einfluss veränderte Politikbedingungen auf Landnutzung haben können.

Hierzu wurden zwei deutlich voneinander abweichende Entwicklungsalternativen betrachtet. Zum einen war im **Szenario A1** die Auswirkungen einer globalisierten, d.h. für den Agrarmarkt liberalisierten Entwicklung abzuschätzen (Kap. 3.2.2), zum anderen sollten im Szenario B2 die Folgen einer regionalisierten und umweltbewussteren Gestaltung der Rahmenbedingungen (Kap. 3.2.3) untersucht und der Erweiterung von Maßnahmen zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung Rechnung getragen werden.

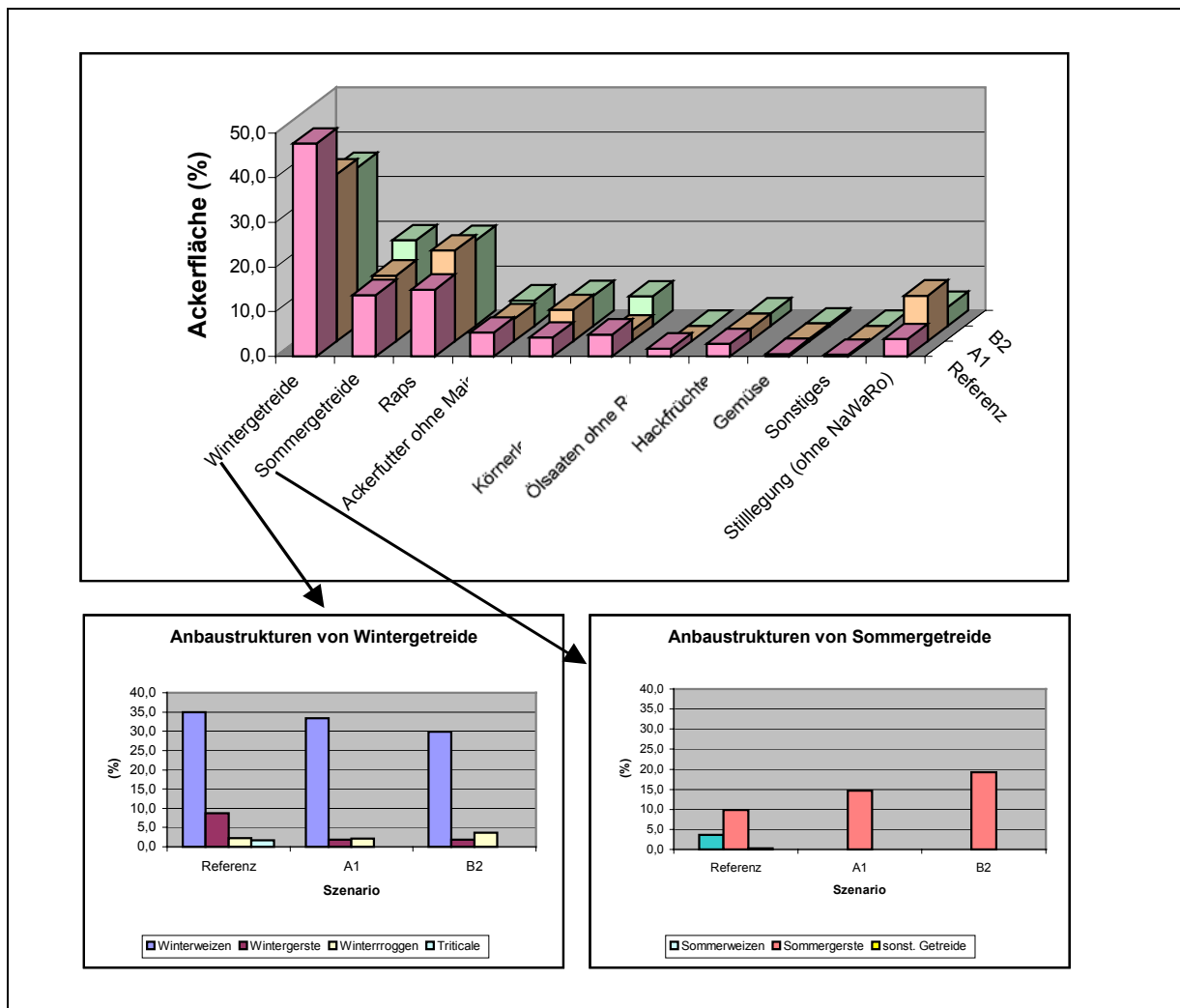
Im Ergebnis der Planungen (s. Abbildung 18) zeigt sich, dass der Anbau von Wintergetreide um ca. 10 % zurückgeht. Sommergetreide, insbesondere Sommergerste im B2-Szenario gewinnt an Anbaufläche hinzu. Ursache dafür sind die Anbaurestriktionen (Getreide: A1 → max 66 % der AF und B2 → max. 30 % der AF mit einer Fruchtart). Anbauobergrenzen für bestimmte Fruchtarten werden teilweise einzelbetrieblich vollständig ausgereizt. Der Getreideanbau insgesamt verringert sich um ca. 9 % in A1 und in B2 um fast 7 %.

Im B2-Szenario wird der Anbau von Körnerleguminosen ausgedehnt, bedingt durch die möglichen Beihilfezahlungen, die bei der Erfüllung der Maßnahmen zur Fruchtartendiversifizierung möglich sind und dort eine Leguminose als eine Hauptfruchtart gefordert wird.

Stilllegung (ohne NaWaRo) für das A1-Szenario erhöht sich infolge der Stilllegungsverpflichtung (10 %).

Der Rapsanbau erhöht sich um 5,3 % bzw. um 4,1 % in A1 und B2. Der Anbau von Raps wird restriktiv durch Fruchtfolge, Standorteignung, Biodieselabsatz und die Nebenproduktverwertung der Tierproduktion behandelt und der Anbauumfang bei max. 20 % begrenzt.

Durch die Umverteilung der Prämien für Ackerkulturen auf alle Landnutzungen und der damit verbundenen veränderten relativen Vorzüglichkeit der einzelnen Kulturen bleibt der Maisanbau relativ konstant, eine Ausdehnung des Anbaus von Ackerfutter findet nicht statt. Gründe dafür sind die stabileren und höheren Energieerträge, die der Silomaisanbau garantiert.



**Abbildung 18: Veränderungen der Landnutzung unter den Bedingungen der Liberalisierung und Regionalisierung im Vergleich zur Referenz unter AGENDA - Bedingungen**

Des weiteren kann die Abdeckung des Proteinbedarfs<sup>8</sup> in der Wiederkäuerfütterung bei entsprechender Gestaltung maisbetonter Rationen auch gesichert werden, ohne die Vorzüglichkeit maisbetonter Rationen gegenüber ackerfütterbetonten Rationen trotz Entkopplung der Flächenzahlungen für Mais in Frage zu stellen.

Im B2-Szenario werden Maßnahmen zur Fruchtartendiversifizierung berücksichtigt. Die Einhaltung dieses Kriteriums sind für Betriebe ohne bodenabhängige Tierhaltung bzw. bei bodenabhängiger Tierhaltung und geringen GV-Besatz nicht zu erfüllen. Die möglichen Prämienzahlungen (50,- €/ha), die bei der Erfüllung dieser Kriterien zu erzielen sind, können diese Betriebe damit nicht in Anspruch nehmen.

<sup>8</sup> Aus ernährungsphysiologischen Aspekten besitzt Ackerfütter höhere Rohproteinwerte als Silomais, jedoch kann bei entsprechender Rationsgestaltung die enthaltene Energie aus Kohlenhydraten bei ausreichendem Stickstoffangebot im Pansen zum Aufbau von mikrobiellen Protein genutzt werden. Das steht als nutzbares Protein - obwohl nicht originär futtermittelbürtig – dem Wiederkäuer zur Verfügung. Nutzbares Protein ist eine ausschließlich kalkulatorische Größe.

### 4.4.3 Klimaszenario

Für einen zweiten Zeithorizont (2046-2055) wird neben den agrarpolitischen Wandel (Agrarproduktentwicklung auf den Weltmärkten, WTO-Verhandlungen, GAP, Agrarumweltpolitik der EU) der Wandel in Form von Klimaveränderungen hinsichtlich seiner Auswirkungen analysiert. Durch die einzelbetrieblichen Planungsauswertungen und den beschriebenen Hochrechnungsalgorithmus entstehen Landnutzungsmuster, die sowohl von agrarpolitischen, als auch klimabedingten Wandel geprägt sind.

Die Abbildung 19 zeigt die Szenarien A1 und A1K im Vergleich.

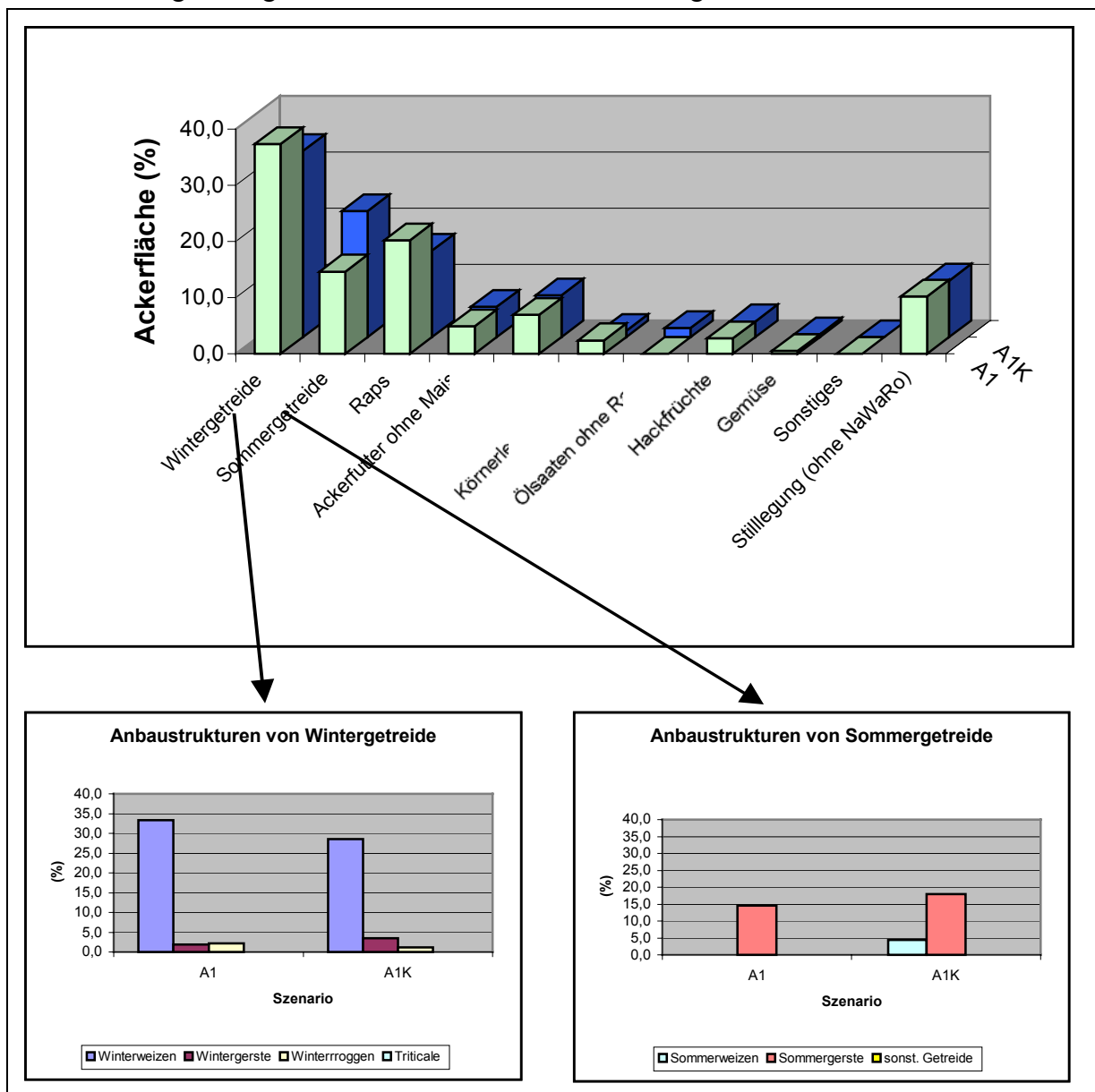


Abbildung 19: Veränderung der Landnutzung unter den Bedingungen der Globalisierung ohne Klimawandel (A<sup>1</sup>) und mit Klimaänderungen (A<sup>1K</sup>) (Klimaszenario für 2046-55)

Die Wirkung von Klimaveränderungen wird durch diesen Vergleich deutlich. Für den Getreideanbau ist festzustellen, dass sich eine Verschiebung zwischen den Sommer- und

Winterkulturen zugunsten von Sommergetreide einstellt. Bei Sommerweizen und Sommergerste erhöht sich der Anteil bis 4,4 %. Prognostizierte Ertragsrückgänge bei Wintergetreide bis zu 23 % und 16 % bei der Sommerkultur sind für diese Verschiebungen verantwortlich, besonders dann, wenn das langjährige Mittel der Erträge schon ein niedriges Ausgangsniveau ausweist. Der Rückgang bei Winterweizen (4,8 %), bei Winterroggen (1,0 %), ein Anstieg des Anbaus von Wintergerste (1,6 %), der Anstieg bei Sommergetreide (Sommerweizen 4,4 %, Sommergerste 3,4 %) stellen den Getreideanteil insgesamt auf ein Niveau von ca. 55,6 % ein. Der Anbau von Getreide im Klimaszenario A1K insgesamt erhöht sich gegenüber A1 um 3,6 %, bedingt durch die Verschiebung der Vorzughigkeiten zwischen Getreide und Raps. Der Rapsanbau verliert 4,8 % an der AF. Ertragsrückgänge bis zu 20 % werden für diese Kultur prognostiziert.

Jedoch im Vergleich zur Referenz verringert sich der Getreideanbau um mehr als 5 %, weil zum einen das agrarpolitische Instrument der Flächenstilllegung wirkt und andererseits der Maisanbau an Bedeutung gewinnt.

Im Vergleich A1 zu A1K erfolgt ein Anstieg im Maisanbau mit ca. 0,5 %. Der Anbau von Silomais verzeichnet rückläufige Tendenzen, begründet durch höhere Flächenerträge und damit höhere Energieerträge/ha, jedoch erhöht sich der Anbau von Körnermais.

Der Anbau von Körnerleguminosen verliert gegenüber A1 ca. 1,3 % der AF und gegenüber der Referenz ca. 3,8 %, als Folge klimabedingter Ertragseinbußen bis zu 14 % im Untersuchungsraum.

In der Tabelle 4-8 sind die aus der Anbaustruktur abgeleiteten Fruchtfolgeglieder für die Szenarien A1, B2 und A1K gegenüber der Referenz zusammenfassend dargestellt. Als vertikale Fruchtfolgen erfolgt die Übertragung auf die Fläche über den Fruchtfolgegenerator. (Anlage A4)

Tabelle 15: Anzahl der Fruchtfolgeglieder der Szenarien A1, B2, A1K im Vergleich zur Referenz

	Referenz	A1	A1 <sup>K</sup>	B2
Wintergetreide	19	14	13	14
Sommergetreide	5	7	9	8
Raps	6	8	6	7
Ackerfutter ohne Mais	2	2	2	2
Mais	2	3	3	3
Körnerleguminosen	2	1	1	3
Ölsaaten ohne Raps	1	0	1	0
Hackfrüchte	1	1	1	1
Gemüse	0	0	0	0
Sonstiges	0	0	0	0
Stilllegung (ohne NaWaRo)	2	4	4	2



#### 4.5 Verortung der Landnutzungsszenarien im Rahmen der Gebietsmodellierung (Fruchtfolgen-Generator)

Neben der Aufstellung des Referenzszenarios wurde gemeinsam vom PIK und der TLL Konzept zur Berücksichtigung der Anbauverhältnisse unter den jeweiligen Landnutzungsszenarien in der hydrologischen Modellierung erarbeitet. Hierfür wurde das Untersuchungsgebiet in Regionen vergleichbarer Anbauverhältnisse unterteilt, die durch die naturräumlichen Gebietseigenschaften geprägt werden. Pro Region kann eine typische Fruchtfolge abgeleitet werden, die die Flächenverteilung der angebauten Fruchtarten widerspiegelt (s. Abbildung 20). Dieses Verfahren lässt sich auf beliebige Untersuchungsräume übertragen.

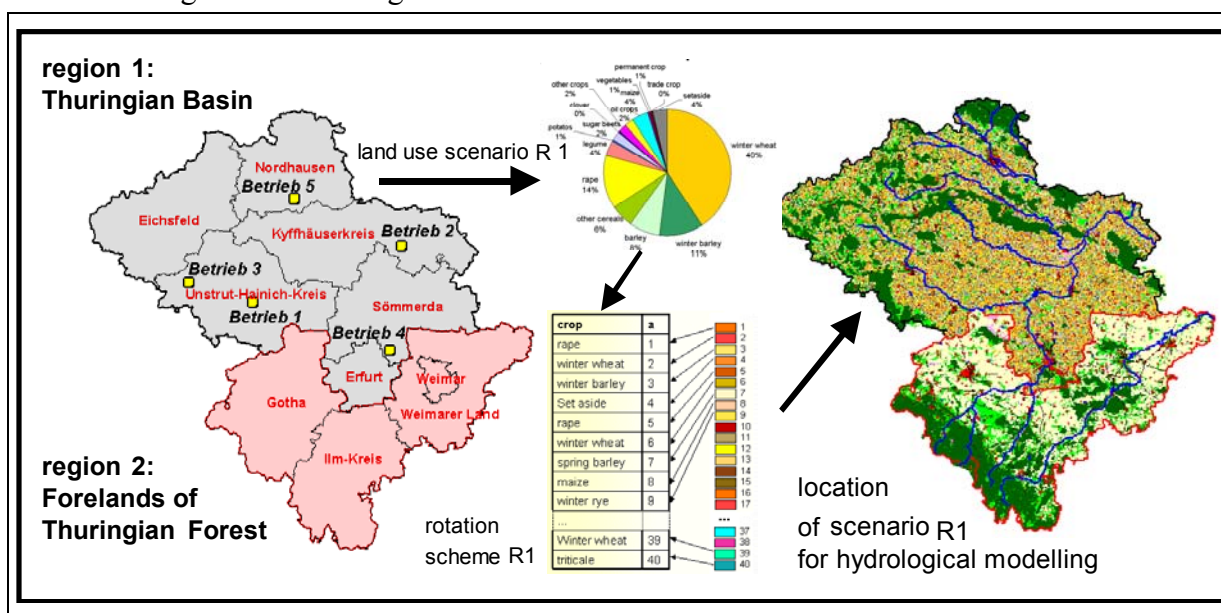


Abbildung 20: Übertragung der vertikalen Fruchtfolge auf die Fläche im Raum 1 des Unstrut-Untersuchungsgebietes

Die rechentechnische Umsetzung erfolgte über einen sog. Fruchtfolgen-Generator (Klöcking et al., 2003; s. Anlage A4).

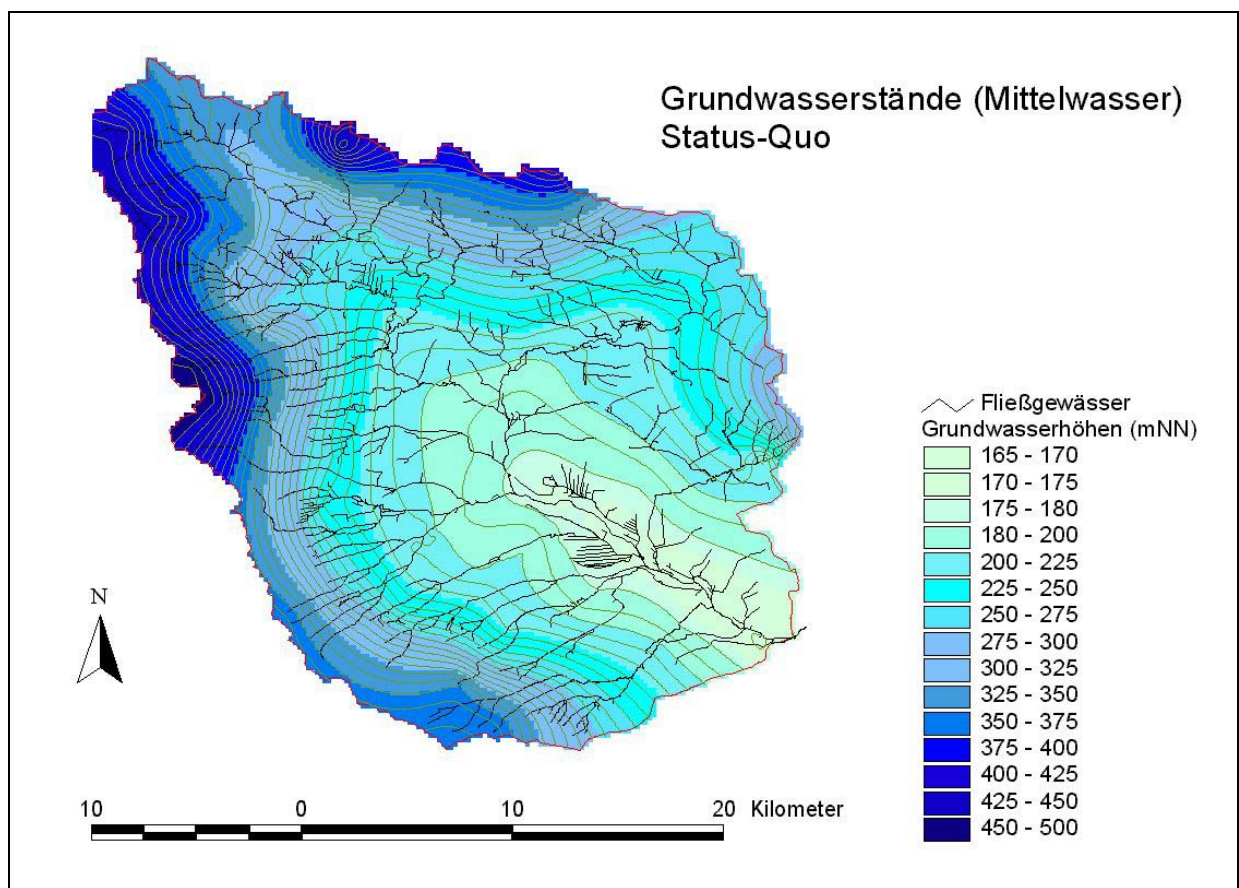
## 5 Ökosystemare Wirkungsanalyse

### 5.1 Messungen zum Wasser- und Stoffhaushalt

#### 5.1.1 Grundwasserdynamik

Die Untersuchungen zur Grundwasserdynamik erfolgte durch Auswertung der Grundwassermessstellen regional (Strömungsverhältnisse) und nach langen Zeitreihen (Trendanalyse), ergänzt durch eigene Messungen. Das Netz der einbezogenen Messstellen ist in Kap. 3.3 beschrieben.

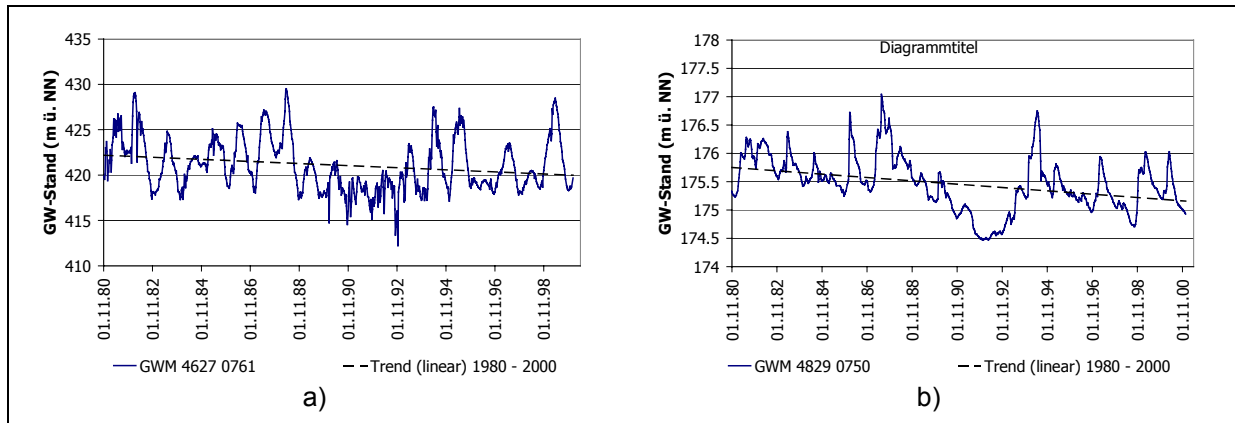
Die Hydroisohypsenpläne zeigen die regionalen Strömungsverhältnisse im Raum 2. Die Höhen des Dün im N und des Hainich im SW sind gut als Speisungsflächen erkennbar (s. Abbildung 21).



**Abbildung 21: Grundwasserstände bei Mittelwasser im Untersuchungsraum 2 (Status-quo)**

Die Trendanalyse einzelner Grundwassermessstellen ergab, dass in den letzten 20 Jahren die Grundwasserstände gesunken sind (s. Abbildung 22). Dies lässt sich sowohl für die Speisungsgebiete (Abbildung 22 a)) als auch für die Entlastungsgebiete (Abbildung 22b)) zeigen.

Derer Betrag der Abnahme in den Entlastungsgebieten ist jedoch geringer als in den Speisungsgebieten. Hierfür sind sowohl hydrogeologische als auch anthropogen bedingte Ursachen zu nennen.



**Abbildung 22: Langjähriger Trend der Grundwasserstände in Speisungsgebiet (a) und Entlastungsgebiet (b) (Beachte Teilung der Ordinate!)**

Zunächst sei die Gebietsreaktion des Grundwassers in den **Speisungsgebieten** betrachtet. In Abbildung 23 sind die Ganglinien aus einer Keupermessstelle (Doppelmessstelle Dgt 17/79) im westlichen Speisungsgebiet mit einer Keupermessstelle östlich der Unstrutau (Ag 3/97) dargestellt. Es zeigt sich, dass der frühjährliche Anstieg des Grundwassers in der Messstelle Ag 3/97 ca. 2 - 3 Monate später einsetzt als in dem Speisungsgebiet, an der westlichen Flanke der Mühlhausen-Bad Langensalzaer Teilmulde. Dies lässt darauf schließen, dass der westliche Teil des Einzugsgebietes unmittelbarer von Schwankungen der Grundwasserneubildung betroffen ist als der östliche Teil. Dies konnte durch die Grundwassermodellierungen bestätigt werden, sinken doch im westlichen Teil die Grundwasserstände bei abnehmender Grundwasserneubildung stärker als die in den östlichen Bereichen (s. Abbildung 65, S. 131). Der starke Anstieg in der Messstelle Agt 3/97 Anfang des Jahres 2003 ist auf ein für die Region außergewöhnliches Niederschlagsereignis (65,5 mm in 6 Tagen), zurückzuführen.

In Abbildung 24 sind Ganglinien verschiedener lithologischer Einheiten gegenübergestellt. Sie zeigen deutliche Unterschiede in der Charakteristik. Die Muschelkalkganglinien zeigen dass es hier zu einer Überlagerung von Klufftströmung und Schichtströmung kommt und lassen auf eine schnelle Auffüllung des Gebirges schließen, die, bedingt durch schichtdomierte Strömung, danach nur langsam absinkt. Demgegenüber zeigen die Keuper-Messstellen die typische Charakteristik eines porösen Grundwasserleiters. Der Tonstein des Keupers ist in den Bereichen der Messstellen durch Auslaugung von Gipsen stark porös.

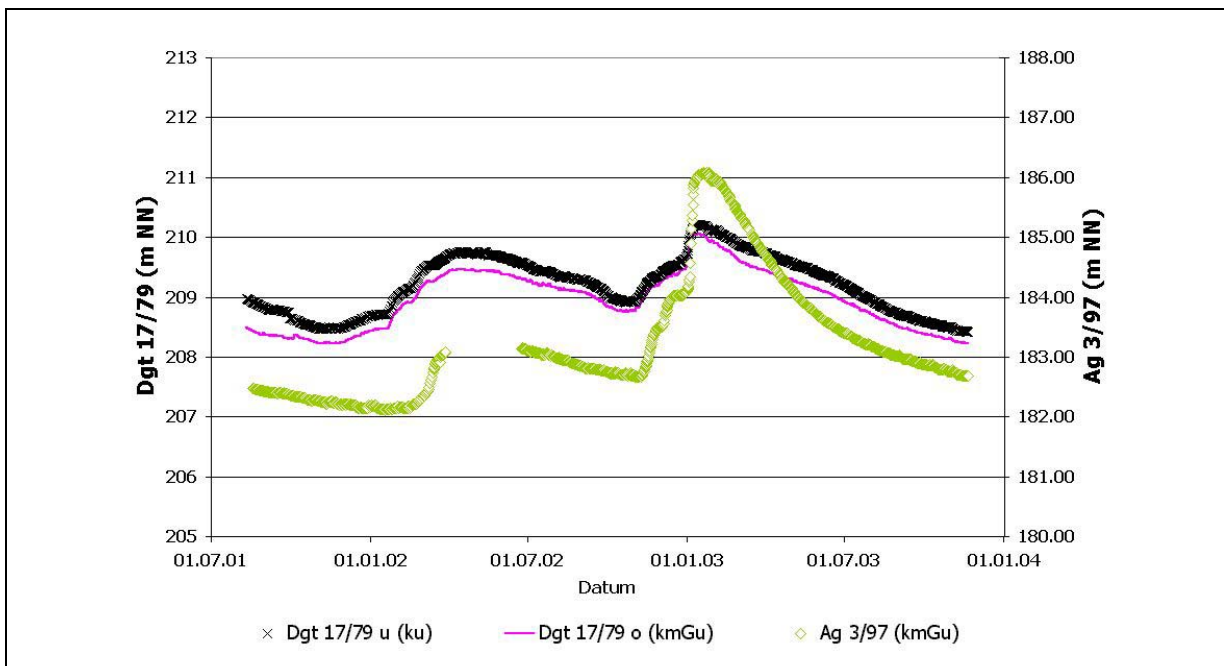


Abbildung 23: Grundwasserganglinien im Keuper-Grundwasserleiter.

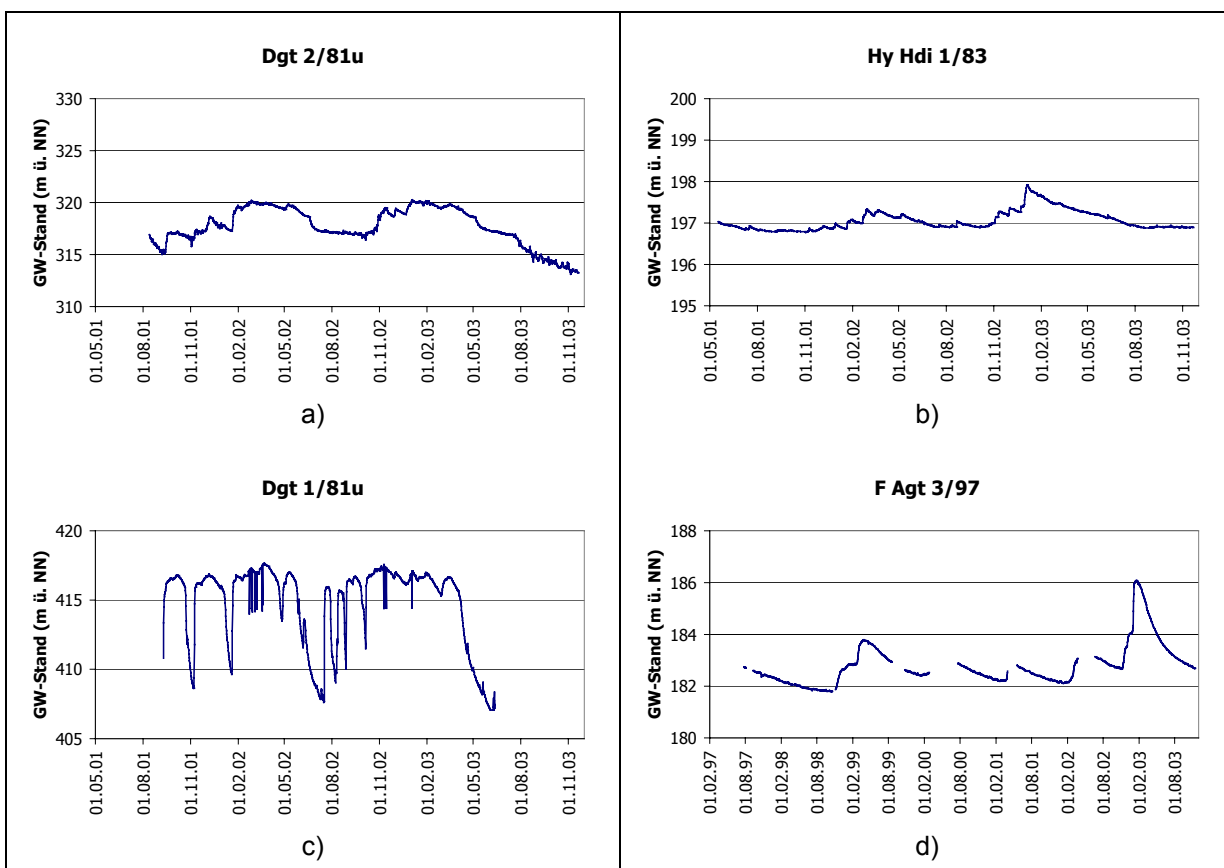
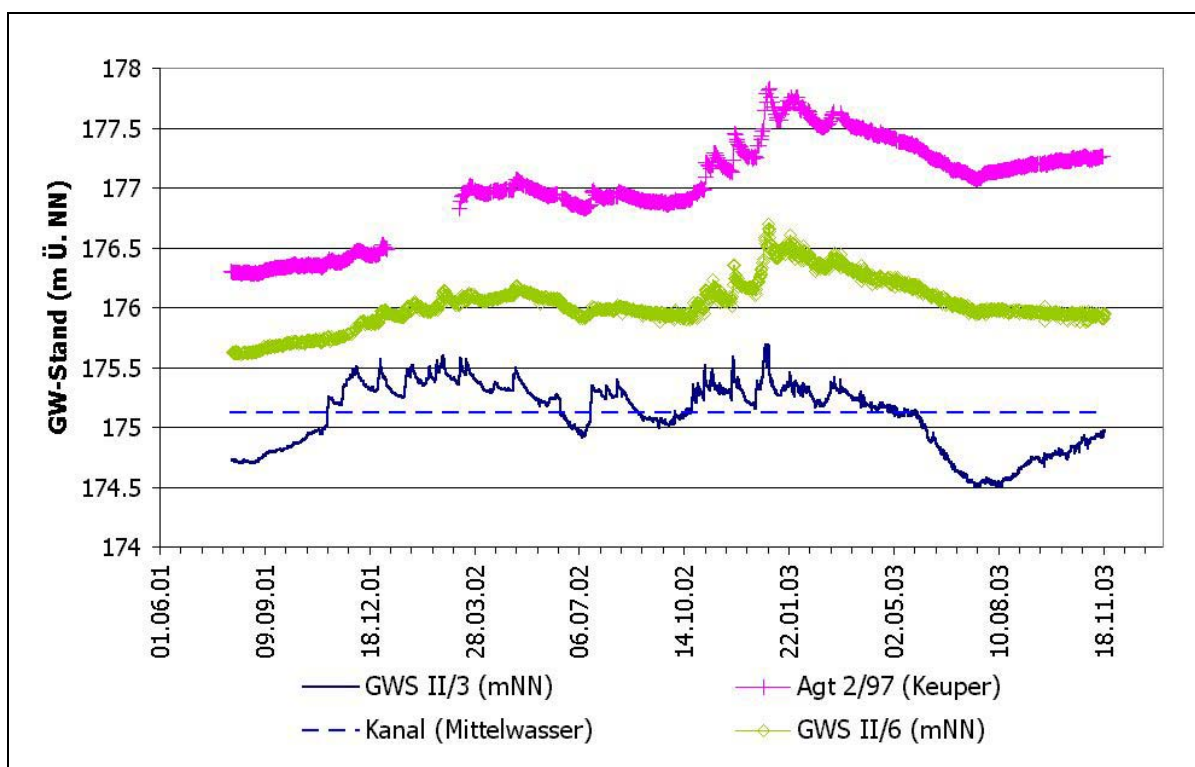


Abbildung 24: Grundwasserganglinien im Muschelkalk (links) und im Keuper (rechts)

Die zentralen Bereiche des Thüringer Beckens wirken als *Entlastungsgebiete* für den regionalen GW-Strom. Durch den aufwärts gerichteten Druck-Gradienten wirken sich die

Grundwasserstände der liegenden Schichten direkt auf die Grundwasserstände in der Aue aus, wie die Detailmessungen im Altengotternschen Ried gezeigt haben. In Flurabstandsbereichen unterhalb von 140 cm wirken jedoch die Einflüsse auf Grund der Nutzung in der Aue. An Abbildung 25 ist zu erkennen, dass das Ansteigen des Grundwasserstand in einem Flachpegel (GWS II/3) ab November 2001 mit dem Anstieg des Grundwassers im Liegenden Keuper korreliert. Der weitere Ganglinienverlauf des Grundwassers an der Messstelle GWS II/3 zeigt, wie das Grundwasser auf kurzzeitigere, direkte Einflüssen aus der Aue reagiert. Dies ist sowohl auf den Verdunstungsverlauf in der Aue als auch auf Spiegelschwankungen in benachbarten Gewässern (Kanal) zurückzuführen.



**Abbildung 25: Grundwasserganglinie in der Unstrutaue.**

Die Messstelle GWS II/6, wie die Messstelle GWS II/3 ebenfalls ein Flachpegel im Quartär steht unmittelbar neben der Messstelle Agt 2/97, ohne dass eine wirksame Drainage den aufwärts gerichteten GW-Strom aufnimmt. Die Grundwasserdynamik in der Auenniederung wird wesentlich durch die Druckverhältnisse des Keuper-Grundwassers im Speisungsgebiet bestimmt. Ein Teil des in die Auensedimente aus dem Speisungsgebiet eintretenden Grundwassers entlastet infolge der Druckwirkung des Keuper-Grundwassers in die Entwässerungsgräben.

Die parallel durchgeführten Messungen zu den Wasser- und Stoffflüssen in der **ungesättigten Bodenzone** ergänzen diese Aussagen.

Die in das Grundwasser eintretenden Abflussmengen variieren in Abhängigkeit von der Tiefe des Grundwasserflurabstandes. Im zweijährigen Beobachtungszeitraum 2002 und

2003 beläuft sich die Abflussmenge auf der Vega (Messplatz A3U) auf 47 mm, auf der Gley-Vega (Messplatz A3) auf 91 mm und auf dem Gley (Messplatz A5) auf 160 mm. Unter der Idealvorstellung einer Pfropfenströmung (piston flow), bei der alle wassergefüllten Poren  $< 50\mu\text{m}$  (Feldkapazität) am Wasserfluss beteiligt sind, resultieren daraus Austauschraten von 10 %, 26 % und 66 %. Die beiden Untersuchungsjahre 2002 und 2003 spiegeln abflussreiche Verhältnisse wider. Die Abflusszeiträume sind in Abbildung 27 und Abbildung 28 dargestellt. Im langjährigen Mittel liegt die Abflussmenge auf der Gley-Vega mit 55 mm und einer Schwankung von 0 ...116 mm/a sowie einer mittleren Austauschrate von 15 % deutlich unter dem zweijährigen Wert. Im Speisungsgebiet beläuft sich die Abflussmenge auf der Tonmergel-Rendzina im Mittel der Jahre 2002 und 2003 auf 114 mm. Im langjährigen Mittel sind es 75 mm. Daraus ergibt sich eine Austauschrate von 30 %. Für den tiefgründigen Braunerde-Tschernosem weisen langjährige Messreihen im südöstlichen Randbereich des Einzugsgebietes der Unstrut mit einer um 50 mm höheren Niederschlagsmenge im Mittel von elf Jahren unter dem Einfluss ackerbaulicher Nutzung eine Abflussmenge von 11 mm und damit eine Austauschrate von 2 % aus. Die Bestimmung der Austauschrate deutet daraufhin, dass unter den geringen Niederschlagsverhältnissen das Bodenwasser und darin gelöste Verbindungen nicht nur im Speisungsgebiet sondern auch in der Auenniederung im Verbreitungsgebiet der Vegen über mehrere Jahre in der Wurzelzone bleibt.

### 5.1.2 Stoffumsatz und –verlagerung in der ungesättigten/gesättigten Zone der Böden

In dem vorangegangenen Projekt „Revitalisierung Unstrutau“ wurden zwei vollständige Jahresmessreihen gewonnen und ausgewertet. Mit dem Projekt GLOWA-Elbe liegen nun fünfjährige Ergebnisreihen vor, die die im Projekt „Revitalisierung Unstrutau“ dargestellten Ergebnisse des überdurchschnittlich feuchten Jahres 1998/99 relativieren.

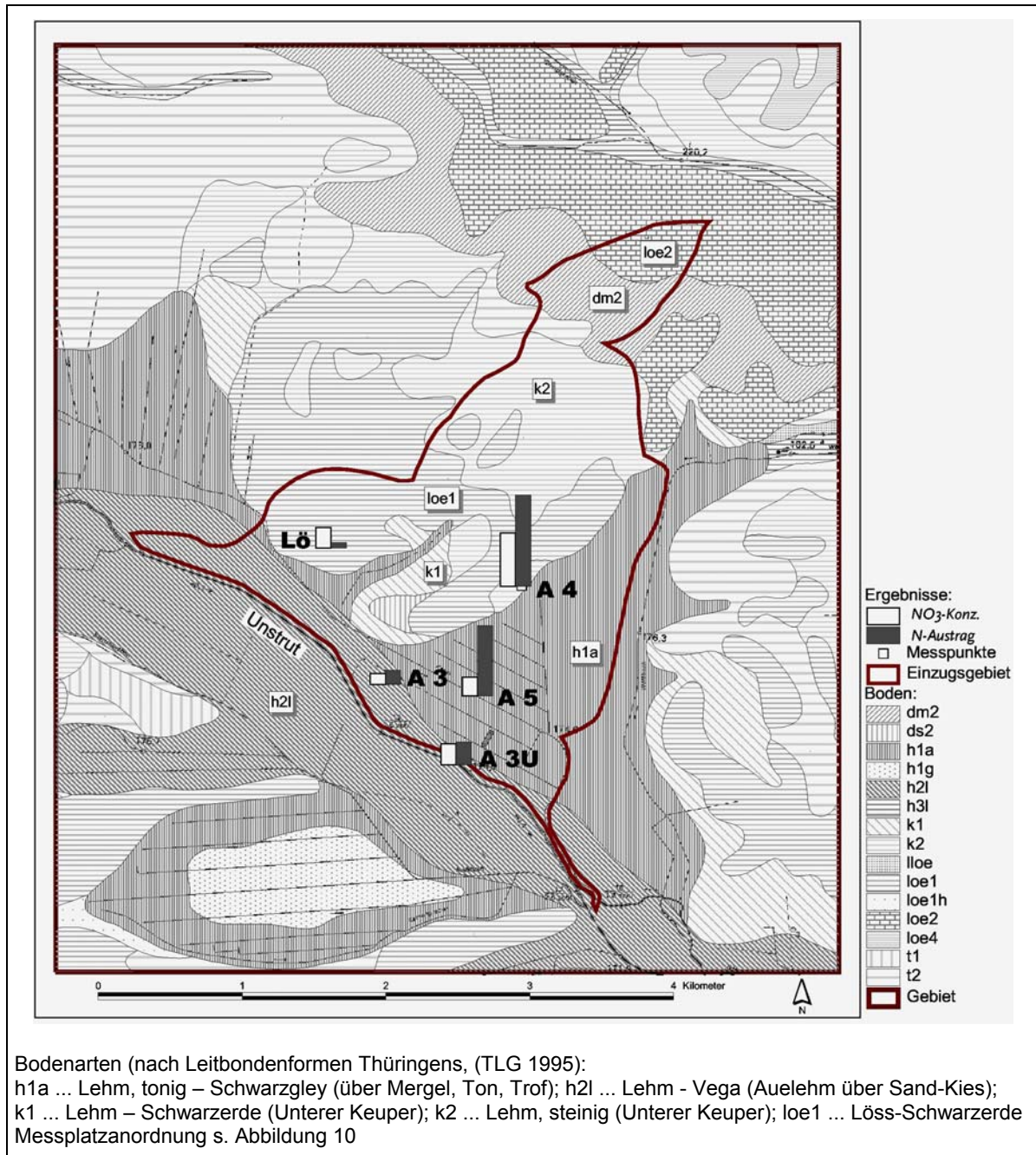
Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen.

Die *N-Austräge aus ackerbaulicher Nutzung* variieren im Mittel der Jahre auf den Böden in der Auenniederung zwischen 5 und 24 kg/ha und im Speisungsgebiet zwischen 2 und 30 kg/ha. Damit korrespondierend schwanken die N-Salden aus Zufuhr über Düngung und Abfuhr mit dem Erntegut zwischen 2 und 25 kg/ha in der Auenniederung und 7 und 26 kg/ha im Speisungsgebiet (Abbildung 26). Obwohl es sich auf zwei der fünf Standorte nur um zweijährige Messwerte handelt, zeigt die Gegenüberstellung einen engen Zusammenhang zwischen N-Saldo der Bewirtschaftung und N-Austrag.

Die *Nitratkonzentration des Sickerwassers* zeigt im Unterschied zu den N-Austrägen im Mittel der Jahre 2002 und 2003 zwischen den Standorten in der Auenniederung eine geringere Variabilität mit 30...74 mg/l auf den Vegen und 67 mg/l auf dem Gley. Auf der Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet liegt die Nitratkonzentration sie mit durchschnittlich 118 mg/l deutlich höher. Die langjährigen Messreihen bestätigen diese



Unterschiede zwischen den Böden in der Auenniederung und im Speisungsgebiet mit 40 mg/l auf der Gley-Vega und 182 mg/l auf der Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet. Dennoch erbringen langjährige Messreihen auf dem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem mit durchschnittlich 71 mg/l ähnliche niedrige werte wie auf den Vegen in der Auenniederung.



**Abbildung 26: Nitratkonzentration und N-Fracht auf den Untersuchungsstandorten im Einzugsgebiet der Unstrut**

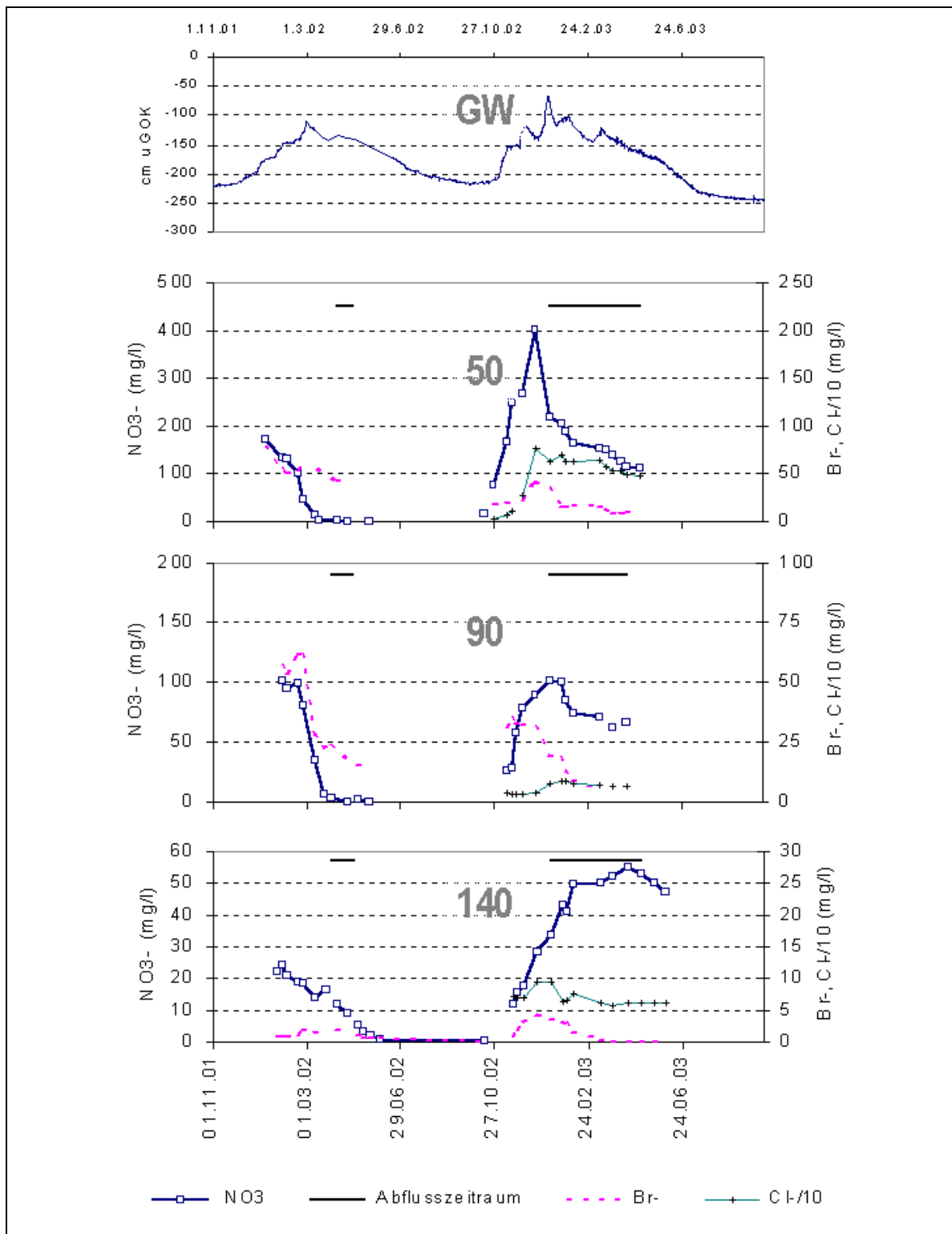
Der *N-Saldo* ist nicht immer das Ergebnis einer empfehlungskonformen N-Düngung und damit auch die gemessenen N-Austräge. Das trifft insbesondere auf die Tonmergel-Rendzina zu. Auf den beiden langjährig beobachteten Standorten Gley-Vega und

Tonmergelrendzina mit N-Austrägen von 5 und 30 kg/ha wurden im Mittel der Jahre 139 und 151 kg/ha N ausgebracht, dv. jeweils 32 und 21 kg/ha in organischer Form. In beiden Fällen war die N-Düngung nicht empfehlungskonform und überschritt mit 31 und 44 kg/ha die N-Düngeempfehlung. Die Fruchtfolgen waren etwa vergleichbar. Nach einer Blattfrucht (Winterraps, Ackerbohne) folgte in der Regel zweimal Getreide. Auf beiden Standorten gab es Jahre mit höheren N-Hinterlassenschaften entweder durch Blattfrüchte mit hohen Rest-N-Mengen oder durch Zugabe von Gülle zur Strohrotte. Obwohl die Fruchtfolge und die Höhe der N-Düngung in etwa vergleichbar waren zeigen sich beträchtliche Unterschiede in der Höhe des N-Saldos. Offenbar war die Ertragserwartung und damit der pflanzliche N-Entzug auf der Vega unterschätzt worden, während auf der Tonmergelrendzina davon ausgegangen werden kann, dass die Ertragserwartung und die daraus abgeleitete N-Düngeempfehlung zutrafen. Die Gegenüberstellung zeigt, wie wichtig es für die Minimierung der N-Verlagerung ist, die Höhe der N-Düngung an die Ertragserwartung des Standortes auszurichten. Zumindest war auf der Tonmergelrendzina mit einem Rückgang des N-Saldos von +46 kg/ha im Mittel der Jahre 1997..99 auf +26 kg/ha im Mittel der Jahre 2000..02 auch eine deutliche Abnahme des N-Austrages von durchschnittlich 36 auf 28 kg/ha zu verzeichnen.

Die Untersuchungsstandorte unterscheiden sich dabei sehr stark im Abflussregime und der Verlagerungsdisposition:

Auf der *Vega in der Auenniederung* beginnt der Abfluss im Jahr 2003 Anfang April, nachdem das Grundwasser von 220cm bis auf 90cm uGOK angestiegen ist. Vor der berechneten Abflussperiode markiert der zu Beginn des hydrologischen Jahres ausgebrachte Br--Tracer vorausseilenden Fluss bis in 140cm Tiefe (Abbildung 27). Das vor Abflussbeginn in 140 und 90cm Tiefe gesammelte Wasser ist Grundwasser das durch das in der jeweiligen Bodenzone vorhandene und über präferentiellen Fluss herangeführte Nitrat angereichert worden ist. Mit einer Abflussmenge von 10mm werden im Jahr 2003 bei einer mittleren Nitratkonzentration von 4 mg/l nur 0,08 kg/ha mit dem abwärtsgerichteten Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser verfrachtet. Es ist aber anzunehmen, dass dem noch eine weitere N-Fracht hinzuzurechnen ist, die das auf- und wiederabwärtsströmende Grundwasser aus dem unteren Teil der Wurzelzone herauslöst. Das zeigt sich an einem raschen Rückgang der Nitratkonzentration des in 140 und 90cm Tiefe gesammelten Grundwassers bevor der abwärtsgerichtete Fluss einsetzt, wenn auch aufgrund anaerober Verhältnisse davon ausgegangen werden kann, dass daran auch Denitrifikation beteiligt gewesen sein kann. Unter niederschlagsreichen Verhältnissen im Jahr 2003 beginnt der Abfluss schon Anfang Januar und kommt es im Zusammenhang mit einer Abflussmenge von 84 mm zu einer mehrfach höheren Nitratkonzentration von 82 mg/l und N-Fracht von 15,6 kg/ha.





**Abbildung 27: Verlauf der Nitrat-, Br<sup>-</sup> - und Cl<sup>-</sup>-Konzentration in verschiedenen Tiefen des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand auf der Vega A3U in den Jahren 2002 und 2003**

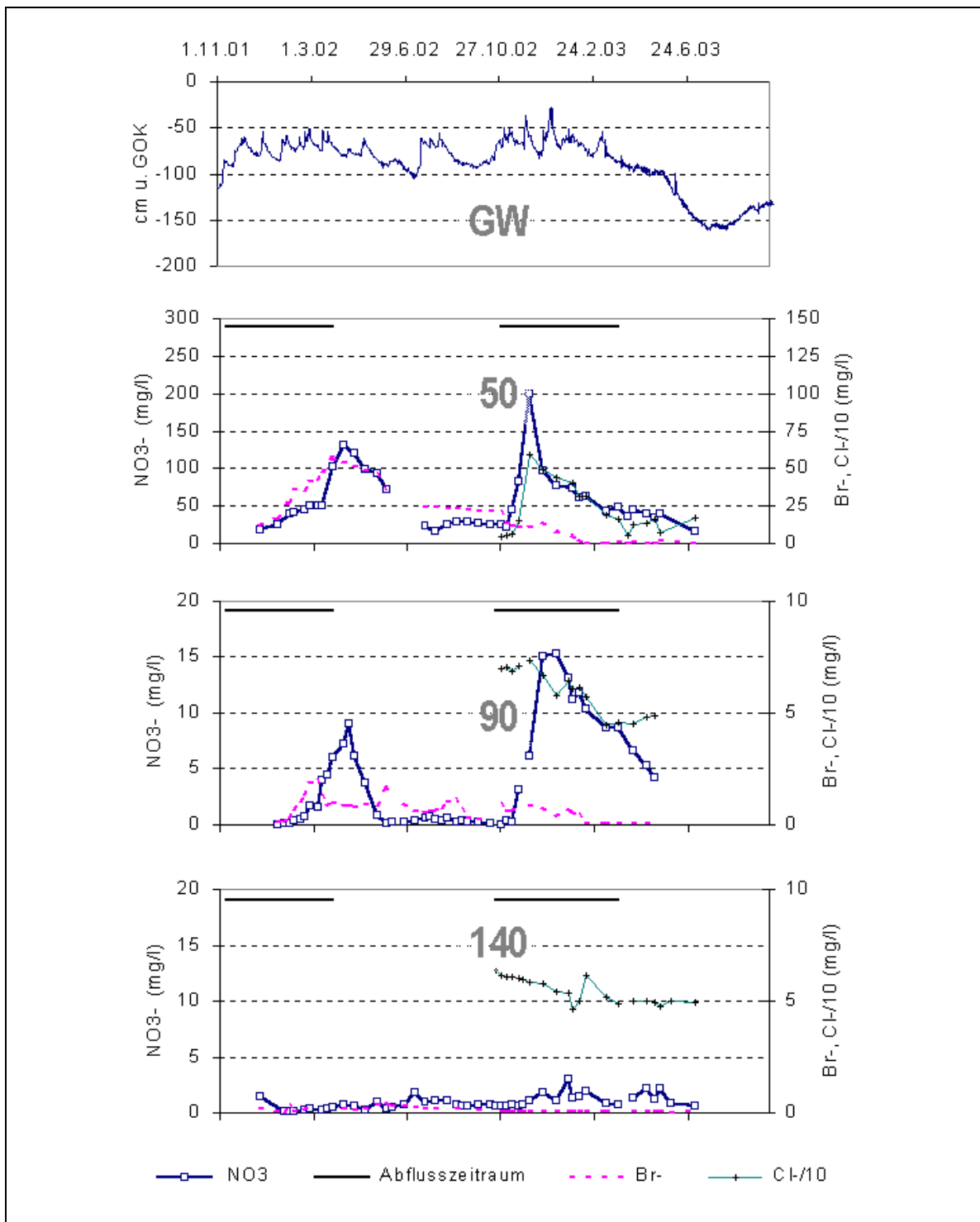
Auch im Jahr 2003 signalisieren die bis in 140cm Tiefe wandernden Tracer Bodenwasserfluss bis in diese Tiefe. Auffallend ist, dass im Verlauf der Abflussperiode trotz abnehmender Tracerkonzentration die Nitratkonzentration kontinuierlich ansteigt.

Aufgrund der geringen Austauschrate des Bodenwassers kann es auf diesen Standorten über mehrere Jahre zu einer Anreicherung von Nitrat in der Wurzelzone kommen, das in niederschlagsreichen Jahren über den abwärtsgerichteten Bodenwasserfluss und das auf- und wieder abwärtsströmende Grundwasser unter der Entwässerungswirkung des Flusses in höheren Mengen ausgewaschen wird. Die Amplitude der N-Austräge zwischen den Jahren kann deshalb groß sein.

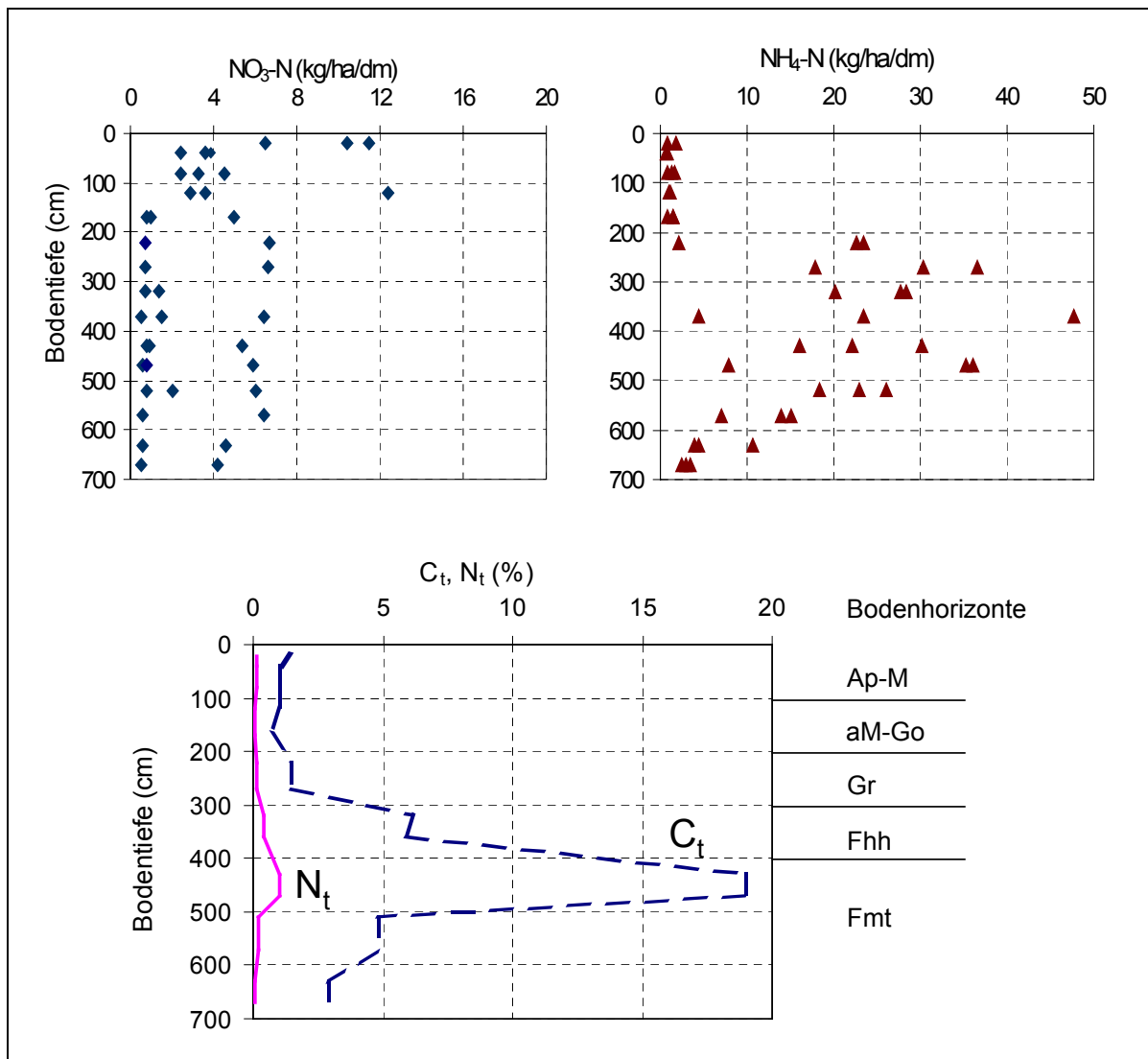
Auf dem *Gley in der Auenniederung* beginnt die Abflussperiode aus der ungesättigten Zone in beiden Jahren bereits Anfang November, nachdem auch hier der Grundwasserpegel schon auf 90 und 60 cm Tiefe uGOK angestiegen ist. Kurze Zeit danach steigt die Nitratkonzentration in 90 cm Tiefe von Null auf 10mg/l im Jahr 2002 und 15mg/l im Jahr 2003 (Abbildung 28). Der parallel hierzu beobachtete Anstieg der Br<sup>-</sup> - und Cl<sup>-</sup> - Konzentrationen deutet daraufhin, dass die Nitratzufuhr in Verbindung mit dem Wasserfluss aus der Wurzelzone zu sehen ist. Darunter bleibt das Grundwasser nahezu unbeeinflusst durch den Wasserfluss aus der ungesättigten Zone. Weder der applizierte Tracer noch Nitrat können in 140 cm Tiefe identifiziert werden. Die nur geringe Zunahme der Tracerkonzentration in 90 cm Tiefe weist daraufhin, dass nur ein geringer Teil des Wasserflusses aus der ungesättigten Zone in diese Tiefe gelangt, wenn auch von einem Verdünnungseffekt durch das aufwärtsströmende Grundwasser ausgegangen werden kann. Die Entwässerungsgräben senken den Grundwasserpegel bis auf 80 cm uGOK. Es kann deshalb angenommen werden, dass die in 50 cm Tiefe gemessene Nitratkonzentration den Nitratfluss aus der ungesättigten Zone charakterisiert, der zu einem großen Anteil den Entwässerungsgräben zugeleitet wird.

In den beiden Untersuchungsjahren beträgt die Nitratkonzentration in dieser Tiefe 64 und 68 mg/l und der N-Austrag 17 und 32 kg/ha. Im Unterschied zur Tiefe 50 cm geht die Nitratkonzentration in 90 cm Tiefe im Frühjahr auf nahe Null zurück, was aufgrund der zu diesem Zeitpunkt noch anaeroben Verhältnisse auf Denitrifikation zurückgeführt werden kann. In früheren Untersuchungen konnte auf der Gley-Vega an einem Anstieg der NO<sub>2</sub>-Konzentration gezeigt werden, dass Denitrifikation erst nach Überschreiten einer Bodentemperatur von 5°C beginnt und im Winterhalbjahr bei geringeren Temperaturen vermutlich weniger von Bedeutung ist (KNOBLAUCH, 2003). Bevor diese Temperaturverhältnisse erreicht werden, ist auf dem Gley der überwiegende Teil des Abflusses aber schon abgeschlossen.

Starkniederschläge im Juli 2002, kurz vor Ernte des abgereiften Winterrapsbestandes führten zu einem Abfluss aus der Wurzelzone und einem Anstieg des Grundwasserpegels. Die Nitratkonzentration des Bodenwassers in 50 cm Tiefe war aber mit 20...25 mg/l gering (Abbildung 28, 50cm Tiefe). Eine der Ursachen dürfte in dem zu diesem Zeitpunkt geringen N<sub>min</sub>-Gehalt des Bodens zu suchen sein. Darüber hinaus kann vermutet werden, dass vorauseilender Fluss über Grobporen eine Verdünnung des Bodenwasserflusses herbeigeführt hat.

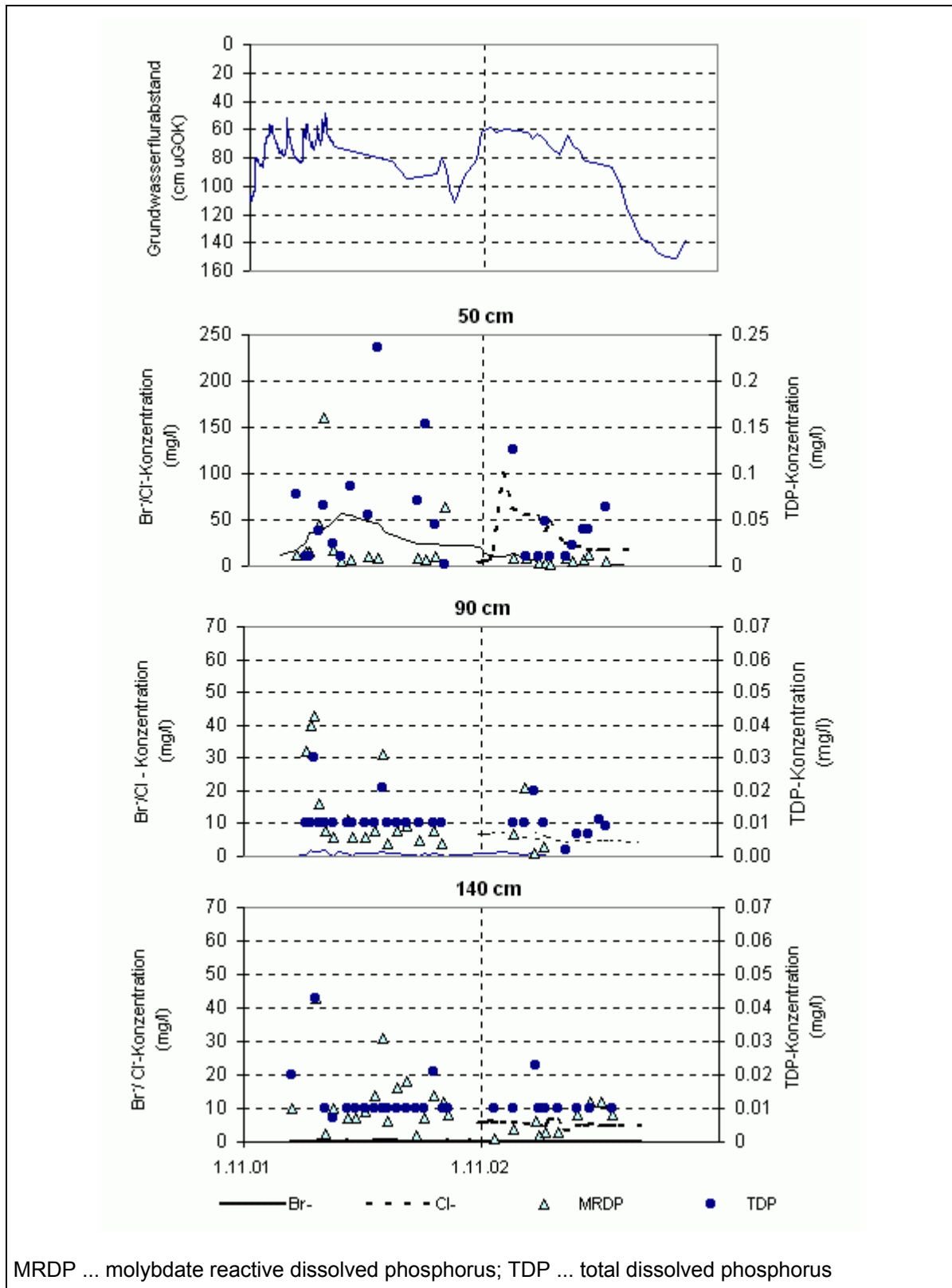


**Abbildung 28: Verlauf der Nitrat-, Br<sup>-</sup> - und Cl<sup>-</sup>-Konzentration in verschiedenen Tiefen (Angaben in cm) des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand (GW) auf dem Gley A5 in den Jahren 2002 und 2003**



**Abbildung 29: Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischem Stickstoff,  $\text{N}_t$  und  $\text{C}_t$  in den Auensedimenten der Gley-Vega unter Ackernutzung**

Aufgrund der hohen Gehalte an oxalatlöslichem P im oberflächennahen Grundwasserbereich, unterhalb 150 cm Tiefe war unter der Bedingung anaerober Verhältnisse eine erhöhte P-Konzentration im Abfluss erwartet worden. Die Pox-Fraktion gilt als der labile, nachlieferbare P-Pool und charakterisiert im wesentlichen den an Fe/Al-Oxiden und -Hydroxiden gebundenen P sowie den über Fe/Al-Brückenbindungen an der organischen Substanz komplexiert vorliegenden P. Nach WELP et al. (1983) kann Fe-(II)-Phosphat in redoximorphen Böden unter anaeroben Verhältnissen in Lösung gehen, insbesondere dann, wenn in sulfatreichen Sedimenten, wie sie hier vorliegen, unter reduzierenden Bedingungen  $\text{H}_2\text{S}$  gebildet wird und nach Reduktion in Eisensulfide umgewandelt werden. Trotzdem lagen die TDP-Konzentrationen (total dissolved phosphorus) in 140 cm Tiefe mit durchschnittlich 0,0174 mg/l und in 90 cm Tiefe mit durchschnittlich 0,0174 mg/l auf sehr niedrigem Niveau (Abbildung 30). Ursachen für die geringen Konzentrationen werden in Bindungen an Ca,  $\text{CO}_3$  oder Tonminerale gesehen. Zumindest ergibt die Bestimmung nach Kurmies einen hohen Anteil an Ca-gebundenen P.



MRDP ... molybdate reactive dissolved phosphorus; TDP ... total dissolved phosphorus

**Abbildung 30: Verlauf der Phosphor-, Br<sup>-</sup> - und Cl<sup>-</sup>-Konzentration in verschiedenen Tiefen des Boden- und Grundwasser sowie Grundwasserflurabstand auf dem Gley A5 in den Jahren 2002 und 2003**

Eine Untersuchung der mineralischen Bodengehalte erbrachte im Projekt „Unstrutrevitalisierung“ für die unter den mineralischen Auensedimenten lagernden Tonmudden (Fmt) und Torfmudden (Fhh) im dauerhaft wassergesättigten Bereich unterhalb 2,5m auf der Gley-Vega erhebliche Anreicherungen an Ammonium. Die Gehalte an organischer Substanz reichen von 2,6% im schluffigen Ton des Gr-Horizontes bis über 35% in den organischen Torfmudden. Die stärkste Ammonium-Anreicherung zeichnete sich in den mineralischen Tonmudden ab, wo die organische Substanz mit einem C/N-Verhältnis von 12 am besten bioverfügbar ist (KNOBLAUCH & ROTH 2000). Auf dem Gley mit einer Grundwasseramplitude von 27 ... 128 cm uGOK war aufgrund der unterhalb 140 cm Tiefe anstehenden Torfmudden eine Ammonium-Befruchtung der Entwässerungsgräben erwartet worden. Die Messungen zeigen aber, dass mit 0,198 mg/l  $\text{NH}_4$  in 140 cm Tiefe und 0,134 mg/l  $\text{NH}_4$  in 90 cm Tiefe im Mittel der beiden Untersuchungsjahre der Grenzwert für Oberflächengewässer 0,2 mg/l  $\text{NH}_4$  gerade noch unterschritten wird, wenn auch Maximalwerte von bis zu 0,99 mg/l in 140 cm Tiefe zu beobachten waren. Da das oberflächennahe Grundwasser selbst auf den Gleyen, wo die Torfmudden bis in den Entwässerungsbereich der Gräben anstehen, nur geringe Ammonium-Konzentrationen aufweist, kann davon ausgegangen werden, dass die Oberflächengewässer kaum mit Ammonium aus den Auensedimenten befrachtet werden. Festgestellte erhöhte Ammonium-Konzentrationen im Entwässerungsgraben in der Nähe der Arslage Altengottern sind eher auf kommunale Zuflüsse zurückzuführen. Da die Traceruntersuchungen zeigen, dass der Bodenwasserfluss kaum in die wassergesättigten, tiefer gelegeneren Auensedimente vordringt, kann die Ammonium-Anreicherung kaum die Folge der Bewirtschaftung der Auenniederung sein, dafür aber mit hoher Wahrscheinlichkeit die des Nitratzuflusses aus dem Speisungsgebiet.

Bei der *Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet* ist der Abflussbeginn in niederschlagsreichen Jahren Anfang November, kann sich aber in trockenen Jahren bis Mitte Januar hinauszögern. Hohe Abflussmengen kommen im Zusammenhang mit sehr hohen und niedrigen Konzentrationen vor und umgekehrt, was nicht mit dem Jahres-N-Saldo erklärt werden kann. Häufig zeigt sich allerdings innerhalb einer Abflussperiode mit zunehmender Abflussmenge eine Rückgang der Nitratkonzentration. Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentrationen schwanken im Bereich von 74...327 mg/l und die der N-Austräge im Bereich von 12...81 kg/ha. Der im Jahr 2002 eingesetzte  $\text{Br}^-$ -Tracer konnte wenige Wochen seiner Aufbringung im Bodenwasser in 1,3m Tiefe nachgewiesen werden. Mit der Bestimmung der Summenkurve war es möglich, das tatsächlich am Wasserfluss beteiligte Porenvolumen abzuschätzen. Bei einer ideal durchströmten gesättigten Bodenschicht entspricht das theoretische Verweilzeitvolumen dem durchströmten Porenvolumen, d.h. dem Volumen an Poren kleiner Feldkapazität (pF 2,0) (RUSSOW et al. 1996). Nach der mathematischen Statistik ist das Verweilzeitvolumen das statistische Mittel einer Verteilung, d.h. der Schwerpunkt der Austragskurve und entspricht dem 50%-Wert der Summenkurve. Für die Tonmergelrendzina wird dieser Wert nach Abfluss von 229mm erreicht. Gemessen am theoretischen Porenvolumen bei Feldkapazität von 460mm

würden damit nur 50% des Porenvolumens am Wasser- und Stofffluss beteiligt sein. Das weist daraufhin, dass der Boden entweder nicht bis Feldkapazität aufgefüllt war und/ oder ein hoher Anteil des Wasserflusses über präferentielle Fließbahnen abgeleitet wird und die Austauschhäufigkeit mit 60% höher ist als angenommen. Trotzdem ist davon auszugehen, dass hohe Konzentrationen in Jahren mit hohen Abflüssen die Folge von Anreicherungen von N-Überschuss-Salden in trockenen Jahren sind. Der frühe Tracerdurchbruch und das geringe Verweilzeitvolumen des Tracers weisen aber auch daraufhin, dass Nitrat über bevorzugte Fließbahnen aus der Ackerkrume bis unter die Wurzelzone verlagert werden kann.

Auf **Braunerde-Tschernosemen**, für die bei der TLL langjährige Reihen vorliegen, folgen im Verlauf von elf Jahren auf fünf Jahre mit geringen Abflussmengen von 3 ... 8 mm vier Jahre ohne Sickerwasserbildung. Im elften Jahr kommt es zu einer ungewöhnlich hohen Abflussspende von 94mm. Tiefwurzelnde Fruchtarten können in niederschlagsarmen Jahren Bodenfeuchtedefizite von bis 240mm hinterlassen. Selbst unter normalen Niederschlagsverhältnissen bleibt für die Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers aus der Differenz Niederschlag minus Verdunstung nur ein Wasserbilanz-Überschuss von 100mm übrig. Das bedeutet der Bodenwasserspeicher ist in vier von elf Jahren zu Vegetationsbeginn nicht vollständig aufgefüllt. Unter der Annahme einer Pfropfenströmung bewegt sich das Bodenwasser bei einer mittleren Sickerwassermenge von 10mm jährlich nur wenige Zentimeter abwärtsgerichtet. Vorseilender Fluss über Makroporen ist vermutlich weniger von Bedeutung aufgrund der hohen kapillaren Leitfähigkeit des schluffig-lehmigen Substrates und des Nadelstichporengefüges. Begünstigt ist der Rückhalt vorseilender Flüsse dadurch, dass nicht in jedem Winterhalbjahr der Unterboden Feldkapazität erreicht. Bodenwasser und darin gelöste Verbindungen bleiben somit über viele, vermutlich mehrere Jahrzehnte in der Wurzelzone zurück und können von der Folgefrucht noch aufgenommen werden.

### **5.1.3 Grundwasserbeschaffenheit im Auenbereich**

Die Ergebnisse aus den Untersuchungen zum Stoffhaushalt und –umsatz in der Aue sollen anhand der Verhältnisse am GW-Sammler GES II/3 dargestellt werden (s. Abbildung 8-3). Die höheren Nitratgehalte des Sickerwassers in der ungesättigten Zone spiegeln den Bewirtschaftungseinfluss wider. Die geringen Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser zeigen, dass der Abbau des aus der Bewirtschaftung stammenden Nitrat bereits in den mineralischen Auensedimenten bis in 2 m Tiefe abgeschlossen ist. Die Ammoniumzunahme bis auf 0,8 mg/l im Bereich der unter den mineralischen Auensedimenten lagernden Ton- und Torfmudden wird auf Mineralisation organischer Substanz unter anaeroben Verhältnissen zurückgeführt.

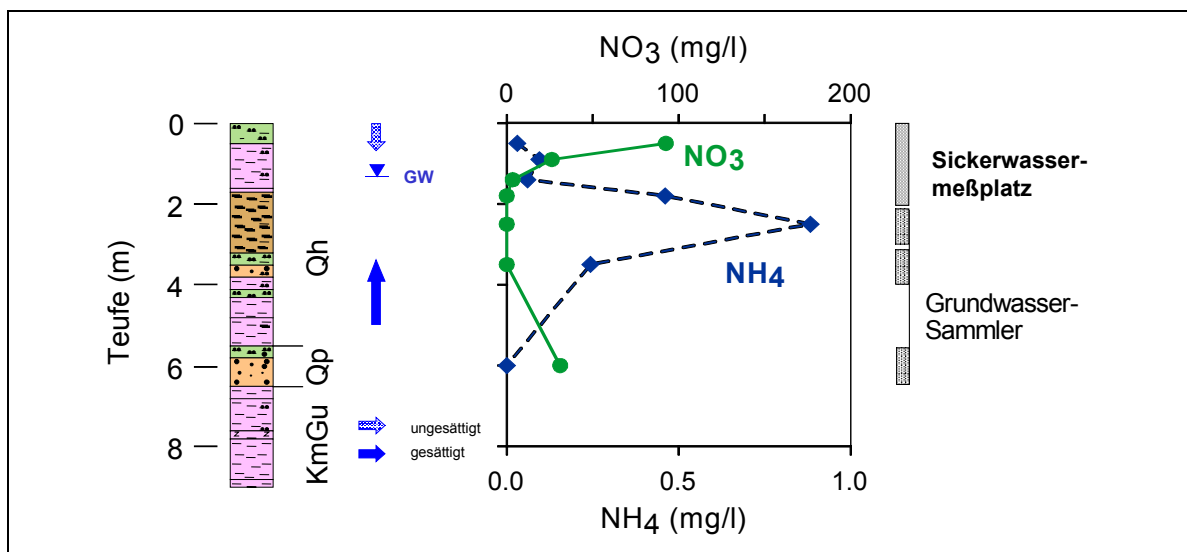


Abbildung 31: Stickstoff- und Ammonium am Messplatz GWS II/3

Das aus dem Speisungsgebiet über den in 7 m Tiefe abstehenden Keuper herangeführte Nitrat gelangt mit dem aufwärtssteigenden Grundwasserstrom in die organischen Ton- und Torfmudden und wird dort vollständig denitrifiziert.

#### 5.1.4 Großräumige Grundwasserbeschaffenheit

Die Grundwasser im Untersuchungsraum 2 weist **geogen** einen hohen Mineralisierungsgrad auf. In Tabelle 16 sind die wesentlichen Parameter der Messungen aufgeführt.

Tabelle 16: Analysenergebnisse der GW-Beprobung (geogene Bestandteile)

Probenort	RW	HW	Datum	pH	LF (mS/cm)	Cl (mg/l)	SO4 (mg/l)	HCO3 (mg/l)
Unstrut-Quelle	4380000	5688200	17.03.03	8.3	694	8.7	70.8	4.54
Unstrut-Quelle	4380000	5688200	21.06.02	8.2	753	10.5	98.4	
E 12/75m	4380268.38	5687339.42	21.06.02	7.8	1534	14.4	660	
E 12/75o	4380268.38	5687339.42	21.06.02	8.1	2190	36.1	1126	
E 12/75m	4380268.38	5687339.42	17.03.03	8.1	1667	16.8	759	5.05
E 12/75u	4380268.38	5687339.42	17.03.03	8.1	2280	42.2	1169	4.59
Dgt 1/81u	4380918.93	5684841.57	21.06.02	8.1	786	30.7	52.2	
Dgt 1/81u	4380918.93	5684841.57	17.03.03	8.3	619	23	37.1	4.77
Dgt 2/81u	4385408.93	5683690.15	17.03.03	8.3	773	18.5	59.9	6.95
Amr 3/68	4390218.57	5681225.1	21.06.02	8.1	1126	48.7	216	
Amr 3/68	4390218.57	5681225.1	17.03.03	8.1	1123	50.3	217	5.94
Dgt 3/81u	4385841.96	5679983.19	21.06.02	8.3	761	11.8	82.4	
Dgt 3/81u	4385841.96	5679983.19	17.03.03	8.2	700	11.1	62	6.11
Mlm 111/87	4409953	5676711	21.06.02	8.2	1142	51.8	125	

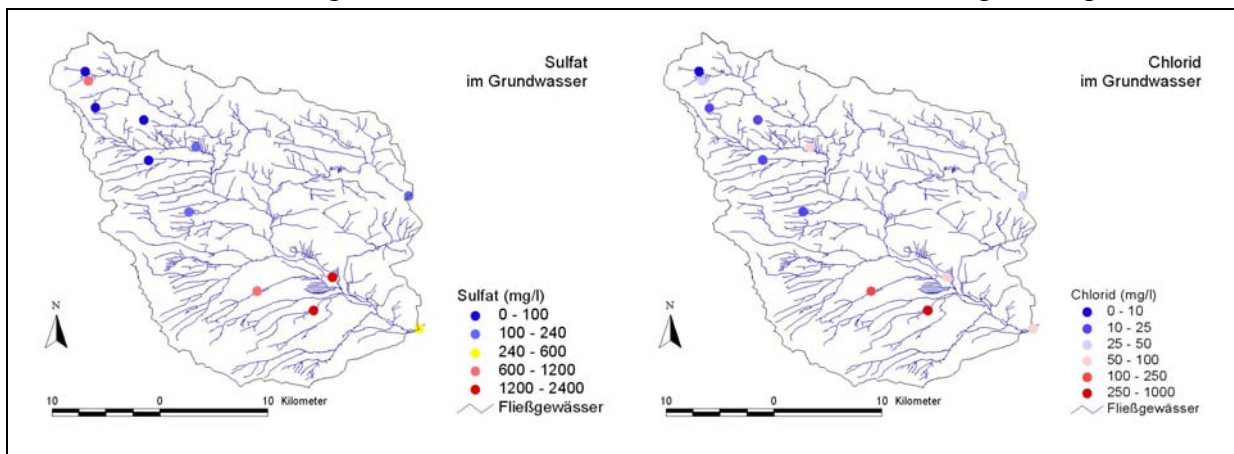


Probenort	RW	HW	Datum	pH	LF (mS/cm)	Cl (mg/l)	SO4 (mg/l)	HCO3 (mg/l)
Mlm 111/87	4409953	5676711	17.03.03	7.7	1329	45.7	159	11.29
Popperöder Quelle	4389600	5675200	17.03.03	8.3	849	11	135	4.92
F Agt 1/97o	4402895	5669178	06.09.01	7.9		63.8	1457	4.36
F Agt 1/97u	4402895	5669178	06.09.01	8		48.8	1790	3.7
F Agt 1/97o	4402895	5669178	21.06.02	8	2780	66.6	1489	
F Agt 1/97u	4402895	5669178	21.06.02	8.1	3060	52.4	1704	
F Agt 1/97o	4402895	5669178	17.03.03	8	3060	49.7	1785	3.84
F Agt 1/97u	4402895	5669178	17.03.03	8.1	2780	66.7	1513	4.61
Hdi 1/83	4395890	5667900	06.09.01	8.1		234	888	5.36
Hdi 1/83	4395890	5667900	21.06.02	8	2500	177	856	
Hdi 1/83	4395890	5667900	17.03.03	8	2460	201	806	5.57
HB Schönstedt	4401140	5666100	07.09.01	7.8		950	1267	5.71
Unstrut Nägelstedt	4410871	5664380	17.03.03	8.3	1250	62.1	248	6.69

Hohe Leitfähigkeiten sind im Gebiet vor allem auf Sulfat, der aus dem unteren Gipskeuper gelöst wird, zurückzuführen. Dass dieser auch aus dem Liegenden gespeist wird, zeigt sich an den Gehalten gelösten Hydrogenkarbonats und Chlorids. Die Gehalte beider Ionen liegen im Grundwasser des petrographisch chlorid- und karbonatfreien unteren Gipskeupers in der gleichen Größenordnung wie im Muschelkalk.

Lediglich durch die hohen Sulfatgehalten in den Keuper-Wässern unterscheiden sich diese von den Muschelkalkgrundwässern.

Die räumliche Verteilung der Parameter Sulfat und Chlorid ist in Abbildung 32 dargestellt.



**Abbildung 32: Sulfat und Chlorid im Grundwasser (Muschelkalk und Keuper)**

Eine eingehende Beschreibung der hydrochemischen Verhältnisse in der Umgebung der Mühlhäuser-Langensalzaer Teilmulde findet sich in TREFFURT (1984).

Als Indikatoren für eine landwirtschaftliche Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit wurde sich auch im Gesamtgebiet auf die Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und

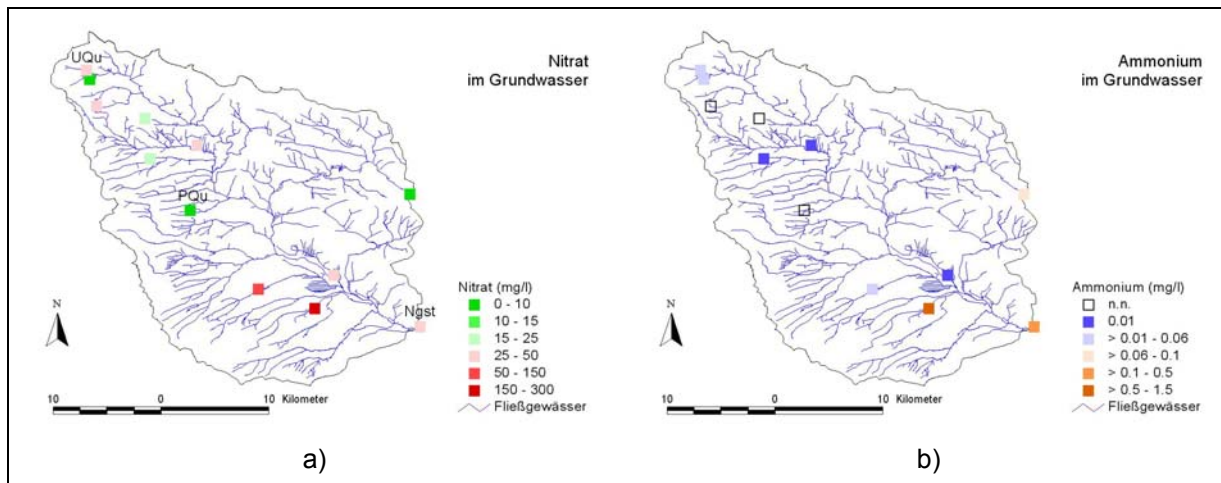
Ammonium konzentriert. In Tabelle 17 sind die wesentlichen Parameter der Messungen aufgeführt.

Tabelle 17: Analysenergebnisse der GW-Beprobung (Stickstoffverbindungen)

Probenort	RW	HW	Datum	NH4 (mg/l)	NO3 (mg/l)	NO2 (mg/l)
Unstrut-Quelle	4380000	5688200	17.03.03	0.03	32	<0.1
Unstrut-Quelle	43800000	5688200	21.06.02	0.01	27.5	<0.1
E 12/75m	4380268.38	5687339.42	21.06.02	0.01	2.6	0.1
E 12/75o	4380268.38	5687339.42	21.06.02	0.03	0	<0.1
E 12/75m	4380268.38	5687339.42	17.03.03	0.01	2.5	<0.1
E 12/75u	4380268.38	5687339.42	17.03.03	0.06	0	<0.1
Dgt 1/81u	4380918.93	5684841.57	21.06.02	<0.01	43.3	<0.1
Dgt 1/81u	4380918.93	5684841.57	17.03.03	<0.01	28.9	<0.1
Dgt 2/81u	4385408.93	5683690.15	17.03.03	<0.01	22	<0.1
Amr 3/68	4390218.57	5681225.1	21.06.02	<0.01	26.5	<0.1
Amr 3/68	4390218.57	5681225.1	17.03.03	0.01	26.6	<0.1
Dgt 3/81u	4385841.96	5679983.19	21.06.02	0.01	24.7	<0.1
Dgt 3/81u	4385841.96	5679983.19	17.03.03	0.01	22.9	<0.1
Mlm 111/87	4409953	5676711	21.06.02	0.16	0	<0.1
Mlm 111/87	4409953	5676711	17.03.03	0.09	0.3	<0.1
Popperöder Quelle	4389600	5675200	17.03.03	<0.01	10	<0.1
F Agt 1/97o	4402895	5669178	06.09.01	0.01	33.8	< 0.1
F Agt 1/97u	4402895	5669178	06.09.01	0.01	3.1	0.1
F Agt 1/97o	4402895	5669178	21.06.02	<0.01	35.4	<0.1
F Agt 1/97u	4402895	5669178	21.06.02	0.07	2.6	0.1
F Agt 1/97o	4402895	5669178	17.03.03	0.04	3	<0.1
F Agt 1/97u	4402895	5669178	17.03.03	0.01	33.6	<0.1
Hdi 1/83	4395890	5667900	06.09.01	0.01	48.3	< 0.1
Hdi 1/83	4395890	5667900	21.06.02	0.04	51.5	0.1
Hdi 1/83	4395890	5667900	17.03.03	0.04	58.7	<0.1
HB Schönstedt	4401140	5666100	07.09.01	1.32	260	0.1
Unstrut Nägelstedt	4410871	5664380	17.03.03	0.4	33.1	0.3

Die in Abbildung 33 dargestellte räumliche Verteilung im Gesamtgebiet zeigt für das *Nitrat* deutlich, dass die Belastung des Grundwassers von den Speisungsgebieten ausgeht. Bereits die Unstrutquelle (UQu in Abbildung 33a), eine Schichtquelle im Muschelkalk, ist mit bis zu 32 mg/l Nitrat belasten. Demgegenüber zeigt die Popperöder Quelle, eine karstbedingte Erdfallquelle (PQu in Abbildung 33a) nur 10 mg/l Nitrat. Die höchsten Nitratgehalte waren in den Keuper-Grundwässern der unmittelbaren Umgebung der

Unstrutau anzutreffen. Hier haben sich Untersuchungsergebnisse von SOMMER (2000) bestätigt. Am Gebietsausgang, dem Pegel Nängelstedt, hatte die Unstrut im März 2003 eine Konzentration von 33 mg/l Nitrat, was einer Fracht von ca. 10 t/d Nitrat entsprach.



**Abbildung 33: Stickstoffverbindungen im Grundwasser (Muschelkalk und Keuper)**

Die **Ammonium**-Gehalte sind bis auf eine Messstelle in Schönstedt, am Rand der Unstrut-Aue, gering. Dennoch stellt der Wert am Pegel Nängelstedt mit 0,4 mg/l (ca. 120 kg/d) das Zehnfache des Medians aller Messwerte (0,03 mg/l) dar. Dies ist auf den Einfluss der zahlreichen Entwässerungsgräben zurückzuführen. Das in die Auensedimente aus dem Speisungsgebiet eintretenden Grundwassers entlastet infolge der Druckwirkung des Keuper-Grundwassers in die Entwässerungsgräben. Das aus dem Speisungsgebiet herangeführte Nitrat gelangt mit dem aufsteigenden Grundwasserstrom in die organischen Ton- und Torfmudden und wird dort denitrifiziert. Dieser Prozess geht mit Ammoniumbildung einher. Der aufwärtsgerichtete Grundwasserstrom kann somit zwar eine Verdünnung der Nitratkonzentration des Bodenwassers aus der ungesättigten Zone der Auenböden herbeiführen, gleichzeitig kommt es zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentration des Abflusses in die Entwässerungsgräben. Im oberflächennahen Grundwasserbereich mit wechselnd anoxischen und aeroben Verhältnissen liegt die  $\text{NH}_4$ -Konzentration im Mittel der Jahre gerade noch unter dem Grenzwert für Oberflächengewässer 0,2 mg/l. Es konnten in 140cm Tiefe allerdings auch vereinzelt Maximalwerte von bis 0,99 mg/l registriert werden.

## 5.2 Modellierungen

### 5.2.1 Das NA-Modell 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. Je nach

Aufgabenstellung können unterschiedlich detaillierte Teilprozessmodelle zu einem Gesamtmodell verknüpft werden, wobei für die Simulation der einzelnen vertikalen und lateralen Prozesse unterschiedliche polygonbasierte Raumdiskretisierungen genutzt werden.

ArcEGMO besteht aus einem Rahmenprogramm und einer Modellbibliothek.

Das Rahmenprogramm übernimmt

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

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.

In der Modellbibliothek sind die prozessbeschreibenden Teilmodelle abgelegt. Diese Modellbibliothek ist erweiterbar, da das Rahmenprogramm offene Schnittstellen für die Integration weiterer Modellansätze besitzt. Derzeit sind Algorithmen zur Beschreibung der Vegetationsdynamik, Evapotranspiration, Interzeption, 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. Wasserwirtschaftliche Maßnahmen (Speicher, Entnahmen, Überleitungen etc.) können ebenfalls berücksichtigt werden. Bestandteil der Modulbibliothek sind einfache, für eine Vielzahl von Aufgabenstellungen aber ausreichende Speicheransätze zur Beschreibung der Grundwasserkomponente. Diese Speicheransätze können deaktiviert werden, wenn über eine Kopplung mit Grundwasserströmungsmodellen durch diese der zeitvariable Grundwasserflurabstand und der Grundwasserzufluss zum Gewässersystem vorgegeben werden kann.

### ***Eingangsdaten für die NA-Modellierung***

Für die Aufstellung des Datenmodells für die N-A-Modellierung standen die in Tabelle 18 und Tabelle 19 aufgelisteten Raum- und Zeitreihendaten zur Verfügung.

Tabelle 18: Überblick über die räumlichen Grundlagenkarten für die NA-Modellierung

Inhalt	Auflösung	Quelle	Bemerkung
Landnutzung	Thüringer Biotop- und Nutzungstypenkartierung	TLUG	nach CIR-Luftbildern (Befliegung 1993) Für Teile des Unstrut-Einzugsgebiete in Sachsen-Anhalt wurde die CORINE-Landnutzungskarte (Stat. Bundesamt Wiesbaden, 500 x 500 m) genutzt.

Inhalt	Auflösung	Quelle	Bemerkung
	Waldbiotopkartierung	LAWuF	Freigegebene Daten reichen für eine Bestandessimulation Forst nicht aus
	Digitale Waldflächeneinteilung mit Datenspeicher Waldfond		
	Autobahnen, Bundes- und Landesstraßen (ATKIS)	TLUG	
Bodenformen	BÜK 100 mit Leitbodenprofilen	TLUG	Für Teile des Unstrut-Einzugsgebiete in Sachsen-Anhalt bzw. im Kreis Artern wurde die Bodenübersichtskarte 1:1000000 (BUEK1000, BGR) genutzt.
Digitales Höhenmodell (DHM)	DHM 20	TLUG	Basis: vektorisierte Höhenfolie der TK 25 Rasterweite 20 m Für Teile des Unstrut-Einzugsgebiete in Sachsen-Anhalt wurde der 30" Globaldatensatz (1000 x 1000 m) genutzt.
Grundwasserflurabstand	250 x 250 m	WASY GmbH	Eine detaillierte GWFA-Karte für Thüringen wird z.Z. an der TLUG erstellt, d.h. sie ist für die erste Projektphase GLOWA-Elbe nicht verfügbar.
Teileinzugsgebiete	1: 25.000	TLUG	Karten wurden entsprechend des DHM 25 korrigiert
Flußnetz	1: 25.000	TLUG	
Gewässerbauwerke, Speicher, Klärwerke, etc.	Punktkarte	TLUG	z.t. mit bewirtschaftungsplänen bzw. Ausstoßmengen

Tabelle 19: Überblick über die verfügbaren Messreihen für die NA-Modellierung

Inhalt	Quelle	Bemerkungen
Tägliche Durchfluss- und Wasserstandsmessungen an 58 Pegeln (davon 49 im Einzugsgebiet Oldisleben)	TLUG	(s. Tab. A3-x)
Wasserqualitätsmessung an den Messstellen Gera-Gebesee, Möbiusburg, Wasserthaleben, Bollstedt, Schwerstedt, Hachelbich und Oldisleben.	TLUG	Daten lagen nur z.T. digital und insgesamt unstrukturiert vor
Messdaten des Pegels Straußfurt wurden in Abstimmung mit der TLUG verworfen, da diese Meßstelle am Stauseeauslass liegt.		
Tägliche Witterungsdaten ausgewählter Stationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes	TLL	-
Steuerungsregime Talsperren, Wasserentnahmen, -einleitungen	TLUG	Kaum vorhanden

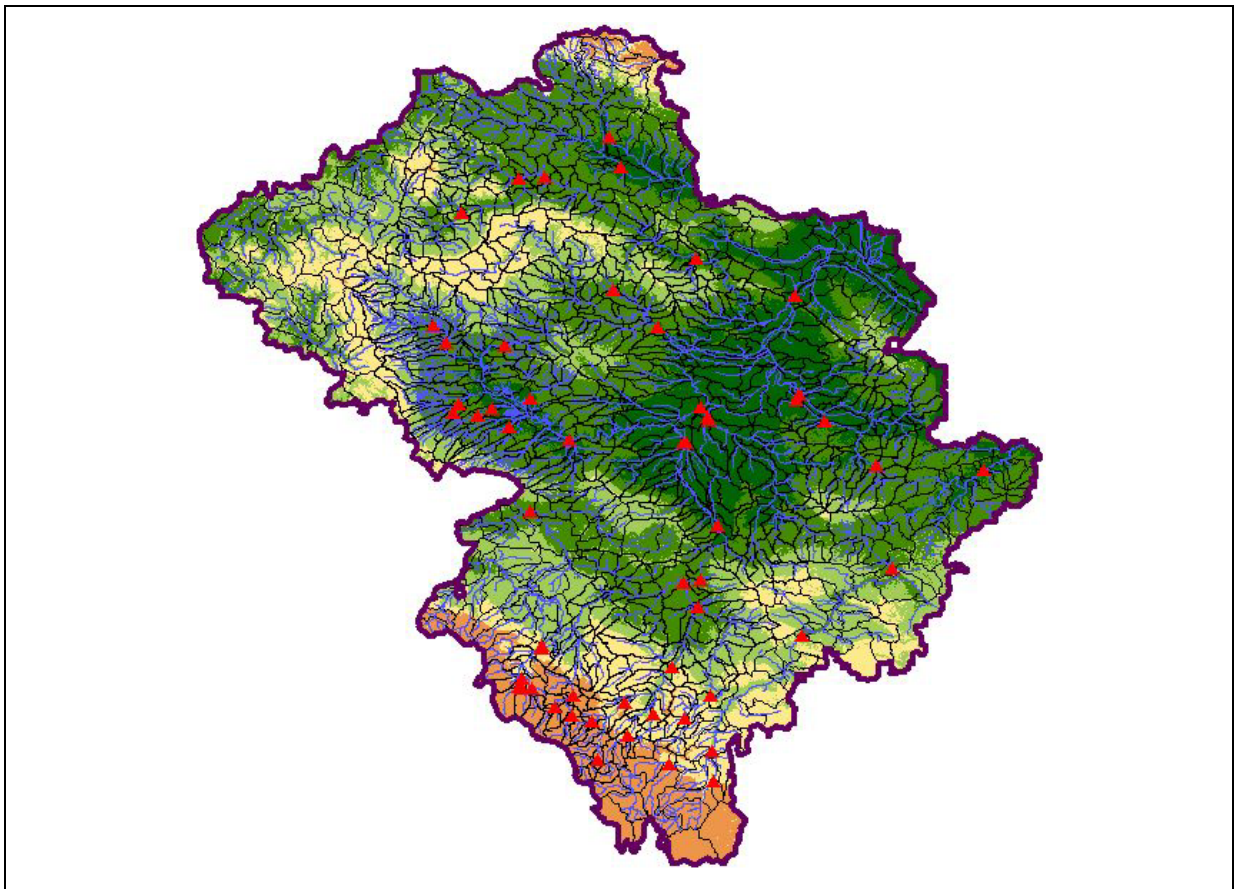
Die Aufbereitung der Daten ist in Anlage A4 (KLÖCKING et al., 2003) und das Erstellen der digitalen Eingangsdaten für das Untersuchungsgebiet) detailliert beschrieben.

Die beschriebenen Basisdaten waren die Grundlage für die Erstellung des GIS-Datenmodells, das die Basis für die hydrologische Modellierung bildet.

Dieses Datenmodell besteht aus verschiedenen thematischen Ebenen (Covern), die sämtliche, für die hydrologische Modellierung benötigten Daten enthalten:

- Teileinzugsgebiete TG,
- Fließgewässersystem FGW,
- Elementarflächen EFL als Verschneidung von Boden-, Landnutzungs- Gefälle- und Grundwasserflurabstandskarten.

Insgesamt ergaben sich dabei ca. 6.600 Elementarflächen und 35 Teileinzugsgebiete. Das Gewässernetz umfasst 804 Gewässerabschnitte.



**Abbildung 34: GIS-Datenmodell Unstrut – Teilgebietsgliederung und Gewässerabschnitte**

Im gesamten Einzugsgebiet der Unstrut wurden 1.048 Teileinzugsgebiete mit ca. 292.786 zugrundeliegenden EFLs berücksichtigt. Die Anzahl der hierarchisierten Fließgewässerabschnitte beläuft sich auf 3.103.

Für das Einzugsgebiet bis zum Gebietsauslass Oldisleben ergeben sich insgesamt 722 Teileinzugsgebiete. Die EFL-Anzahl in diesem Gebiet liegt bei 16.8514 Flächen, die der Fließgewässerabschnitte bei 2.168.

Eine Übersicht über die Detailliertheit der Auflösung in Teileinzugsgebiete und Gewässerabschnitte gibt Abbildung 34.

### **5.2.1.1 Abflussbildung**

Wie allgemein in NA-Modellen üblich, gehen die bisher in ArcEGMO verfügbaren Bodenwassermodelle von konstanten Bedingungen am unteren Rand der ungesättigten Bodenzone aus. Die Tiefe der in der Simulation der Bodenwasserdynamik berücksichtigte Bodenschicht wird durch das Minimum aus maximaler Durchwurzelungstiefe und dem konstanten mittleren Grundwasserflurabstand bestimmt. Auen und Feuchthflächen werden über separate Ansätze modelliert. Zur Berücksichtigung variabler Grundwasserflurabstände wurde ein neues Bodenwassermodell entwickelt, das die Bodensäule in eine beliebige Anzahl von Schichten einer maximalen Dicke von 15 cm unterteilt und laterale Zuflüsse berücksichtigt. Der aktuelle Grundwasserflurabstand bestimmt die Anzahl der gesättigten und ungesättigten Schichten. Für alle wird neben der Bodenwasserdynamik auch die Bodenwärme- und die Stickstoff/Kohlenstoff-Dynamik simuliert.

### **5.2.1.2 Abflussprozess im Gewässer**

Ein zweiter Schwerpunkt ist der Abflussprozess im Gewässer. Hier sind einerseits spezielle Anforderungen an das Flusslaufmodell zu stellen, wie die Berechnung des Wasserstandes als Randbedingung für das Grundwassermodell in adäquater räumlicher und zeitlicher Auflösung, andererseits sind durch die bessere Abbildung des Grundwasserzuflusses insbesondere in Niedrigwasserperioden wesentliche Verbesserungen hinsichtlich der Realitätsnähe zu erwarten. Die Berechnung des Wasserstandes war bisher in ArcEGMO nicht vorgesehen, bedingt durch den zumeist primär auf die Abflusssimulation ausgerichteten mesoskaligen Einsatz des Modells. Außerdem sind i.d.R. vermessene Gewässergeometrien entweder nicht oder nicht in ausreichender Dichte vorhanden, bzw. wird oft auf deren Berücksichtigung aus Aufwandsgründen verzichtet, insbesondere wenn der Abfluss größerer Einzugsgebiete simuliert werden soll.

Für die Berechnung des Wasserstandes wurden die bisher verwendeten und für den mittleren Maßstabsbereich bewährten Speicherkaskadenansätze erweitert. Die bisherigen, in Abhängigkeit vom Sohlgefälle und der Abschnittslänge ermittelten Speicherkonstanten  $K$  können für vermessene Gewässerabschnitte durch Funktionen ersetzt werden, die den Retentionsparameter  $KTAU$  nach Kalinin-Miljukov (ROSEMANN & VEDRAL 1971) und den Wasserstand in Abhängigkeit vom Durchfluss angeben.

### **5.2.1.3 Talsperren**

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 zeitlich veränderliche Randbedingungen wie Nutzeransprüche an den Abfluss im Unterlauf, an Entnahmen aus der Talsperre oder an den Wasserstand in der Talsperre können variabel über Zeitfunktionen vorgegeben werden.

Unterstützt werden folgende Zeitreihendarstellungen:

1. Mittlere Jahresgänge, definiert über mittlere Monatswerte,
2. Mittlere Jahresgänge, definiert über Stützstellen, zwischen denen dann linear interpoliert wird,
3. Tageswerte, die intern auf eventuell kleinere Berechnungszeitschritte aufgeteilt werden,
4. Monatswerte, die intern auf kleinere Berechnungszeitschritte aufgeteilt werden,
5. Jahreswerte, die intern auf kleinere Berechnungszeitschritte aufgeteilt werden,
6. Mittelwert, gleichmäßig auf den gesamten Simulationszeitraum aufgeteilt wird.

Gewässerverdunstung und Niederschlag auf den Stausee werden berücksichtigt. Bezugsfläche ist hier die (mittlere) Wasserfläche, so wie sie im Landnutzungskartierung bzw. in den Betreiberunterlagen ausgewiesen ist.

Da die Werte in dieser Korrekturreihe unabhängig vom aktuellen Wasserstand als Verlustgröße für diesen verwendet werden, können (im Prinzip) über diese Reihe auch Nutzeransprüche allerhöchster Priorität vorgegeben werden.

Zu Beginn eines jeden Zeitschrittes wird aus der aktuellen Speicherfüllung, dem aktuellen Zufluss und eventuellen Verdunstungsverlusten in Abhängigkeit von der Stauffläche der Wasserstand geschätzt. Dabei können sich die 3 Zustände <leer, Normal, HW> ergeben.

### **Leer**

Liegt dieser Wasserstand unterhalb der Höhe des Grundausses und damit außerhalb der bewirtschaftbaren Lamelle, so ist der Abfluss aus der Talsperre 0 und es können keinerlei Nutzeransprüche berücksichtigt werden.

### **HW**

Liegt dieser Wasserstand oberhalb des Vollstauzieles und der Hochwasserüberlauf springt an, wird davon ausgegangen, dass die Abgabe aus der Talsperre in einem gewissen Bereich zwischen  $Q_{1min}$  und  $Q_{1max}$  gesteuert werden kann (s. Abbildung 35).

Es wird nun zuerst der minimale Abfluss berechnet, der sich unter Berücksichtigung der Seerentention ergeben würde (z.B. Grund- und Betriebsauslass geschlossen - untere Kurve in Abbildung 35). Liegt dieser Abfluss schon über dem schadlos abführbaren Abfluss  $Q_{max}$ , so bestehen keine Regelungsmöglichkeiten zur Abflussminderung.

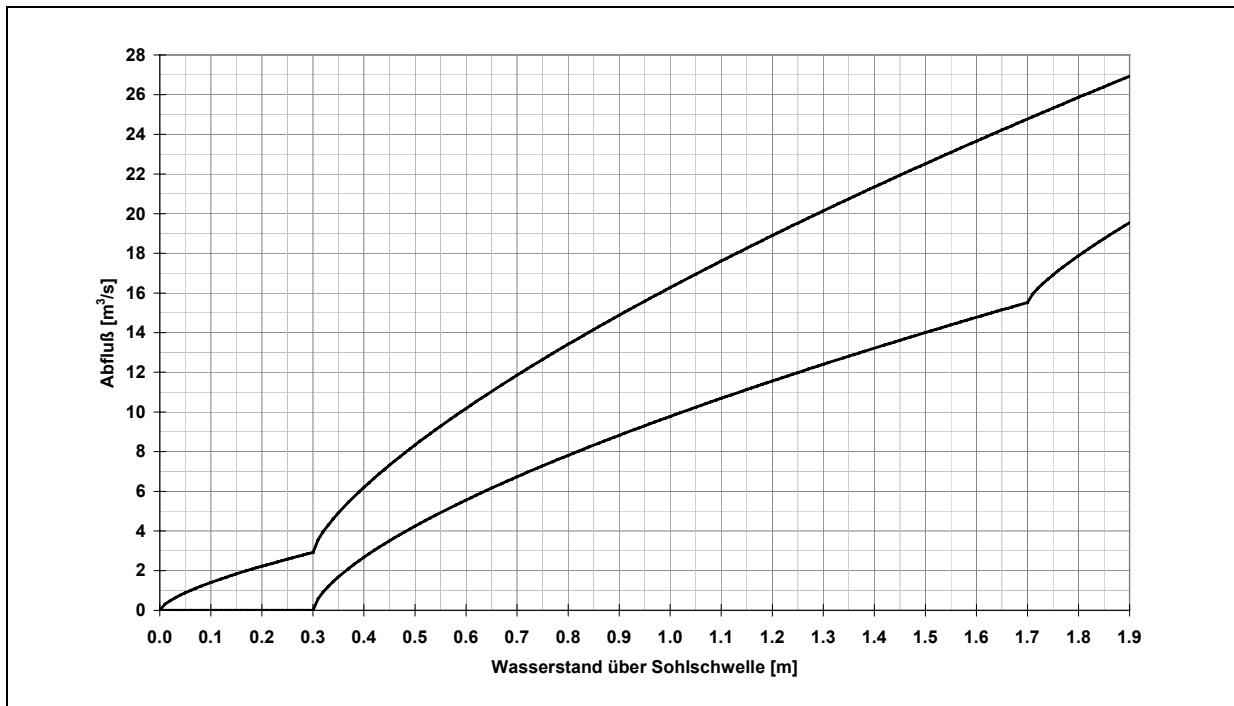
Liegt der Abfluss aber darunter, ist es das Ziel einer Hochwassersteuerung, möglichst  $Q_{max}$  abzuführen, um den Speicherinhalt zu mindern. Es wird deshalb als nächstes der Abfluss berechnet, der sich aus der oberen Kurve in Abbildung 35 ergeben würde, z.B. bei Öffnung der Grund- und Betriebsauslässe. Liegt der Abfluss nun über  $Q_{max}$ , wird davon



ausgegangen, dass genau  $Q_{max}$  abgegeben werden kann, da  $Q_{max}$  im regelbaren Bereich liegt.

Liegt der berechnete Abfluss kleiner als  $Q_{max}$ , wird nur dieser kleinere Wert abgegeben, wobei hier dann allerdings von einer Fehlbemessung der Grund- und Betriebsauslässe auszugehen wäre.

Im Hochwasserfall können alle Nutzeransprüche berücksichtigt werden.



**Abbildung 35: Steuerbarer Abflussbereich**

### **Normal**

Wenn der Wasserstand innerhalb der bewirtschaftbaren Lamelle liegt, ist die Rangfolge der Nutzeransprüche entscheidend für die Berechnung der Abgabe aus der Talsperre.

Im aktuellen Modell wird wie folgt vorgegangen:

- Liegt der Wasserstand unter dem aktuellen Sollwasserstand, wird lediglich der Mindestabfluss  $q_l(t)$  abgegeben.
- Ist der Wasserstand oberhalb dem Sollwasserstand, so wird versucht, diesen Sollwasserstand möglichst schnell wieder zu erreichen, wobei die Abgabe auf  $Q_{max}$  begrenzt.
- Gewährleistet die daraus resultierende Abgabe, dass neben dem Mindestabfluss auch weitere Nutzerinteresse im Unterlauf befriedigt werden können, erhalten diese Wasser gemäß ihrer akt. Anforderung  $q_{nu}(t)$ .

Anschließend wird geprüft, ob auch die angeforderten Entnahmen aus der Talsperre qnd(t) selbst realisiert werden können.

Es wird letztlich permanent versucht, den vorgegebenen Sollwasserstand zu erreichen. Über diesen Sollwasserstand, der ebenfalls eine Zeitfunktion ist, werden weitere Nutzeransprüche abgebildet. So kann darüber angegeben werden, dass der Hochwasserrückhalteraum freigehalten wird, bei jahreszeitlich unterschiedliche Rückhalteräume berücksichtigt werden können. Wasserstände können gemäß Anforderungen des Naturschutzes, der Fischerei und der Erholung z.B. im Sommer weitgehend konstant gehalten werden, Übergänge von einem Stauziel zum anderen möglichst kontinuierlich gefahren werden.

#### **5.2.1.4 Schnittstelle zu Atmosphärenmodellen**

Als Voraussetzung für die Nutzung der vom SP "Klima und atmosphärische Prozesse" abgeleiteten Klima- und Depositionsszenarien wurde eine Schnittstelle zu diesen Atmosphärenmodellen entwickelt. Diese Schnittstelle ist notwendig für eine effektive Anwendungen des entwickelten Wasser- und Stoffhaushaltsmodells in der Unstrut, aber auch in weiteren Einzugsgebieten (Havel, untere Spree/Dahme, Gesamtelbe).

Methodisch erfolgte die Realisierung dieser Schnittstelle über eine Erweiterung des derzeitigen Datenmodells von ArcEGMO.

Das bisherige Datenmodell ermöglichte die Verwaltung von max. 256 stationsbezogenen Klimareihen, die dann auf beliebige Flächeneinheiten extrapoliert werden können.

Im Rahmen der Erweiterung wurde die Anzahl der möglichen Zeitreihen vergrößert. Sie ist jetzt beliebig und wird nur noch durch den zur Verfügung stehenden Hauptspeicher begrenzt.

Eine zweite Erweiterung bestand darin, dass die Zeitreihen nicht mehr stations- und damit punktbezogen sein müssen, sondern sich auch auf Rasterzellen wie in der Klimamodellierung üblich beziehen können.

#### **5.2.1.5 Schnittstelle zum Grundwasser-3D-Modell**

ArcEGMO wurde um eine Schnittstelle zum Datenaustausch mit externen, detaillierten Grundwassermodellen (MODFLOW, ROCKFLOW, FEFLOW) erweitert.

Diese Schnittstelle organisiert

- die Deaktivierung des internen Grundwassermoduls und
- die lagegerechte Zuordnung von extern berechneten Grundwasserzuflüssen zum Gewässer bzw. Reinfiltrationen aus dem Gewässernetz ins Grundwasser.

- Für das externe Grundwassermodell werden räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Sickerwassermengen als Input und Wasserstände im Gewässersystem als Randbedingung zur Verfügung gestellt.

Der Datenaustausch zwischen den Modellen erfolgt in variabel vorgebbaren Intervallen (1 Tag, 10 Tage, 30 Tage), so dass es sich um eine quasi online-Kopplung handelt (s. Kap. 5.2.4, S. 98).

#### **5.2.1.6 Entwicklung von Tools für die GIS-Datenaufbereitung**

Werden wasserwirtschaftliche Fragestellungen in einem GIS bearbeitet, ist die Verknüpfung des Gewässersystems mit dem zugeordneten Einzugsgebiet Grundlage für die Modellierung und viele Analysen wie z.B. für die Zuordnung im Gewässer gemessener Frachten zu den beitragenden Flächen.

Voraussetzung dafür ist ein topologisch sauberes, hierarchisiertes Gewässernetz.

Das dafür geschaffene HydroTool bietet verschiedene Möglichkeiten zur weitgehend automatisierten

- Bearbeitung/Bereinigung eines Gewässernetzes,
- Hierarchisierung und Analyse von Gewässerstrukturen,
- zur Verknüpfung von Gewässernetz und Teilgebietsstrukturen und
- zur Hierarchisierung von Teilgebietsstrukturen.

Zur Hierarchisierung und Analyse eines bereinigten Gewässernetzes enthält die Extension u.a. die folgenden Möglichkeiten:

- Aufsplittung (Clusterung) komplexer Strukturen in Teilnetze,
- automatisierte Ausrichtung der Arcs in Fließrichtung und Visualisierung der Ausrichtung (Abbildung 36),
- Hierarchisierung des Gewässernetzes (auch von Teilnetzen) durch Kodierung von Oberlieger-Untерlieger-Beziehungen,
- Vergabe von Strahler-Kodierungen
- Selektion aller Gewässerstränge oberstrom von einem vorgegebenen Gewässerabschnitt (Abbildung 36) (nach abgeschlossener Hierarchisierung),
- Ermittlung der direkten Verbindung zwischen zwei Punkten entlang des Gewässers (z.B. Quelle >> Gebietsauslass) und Selektion aller diese Verbindung unterlagernden Linien (nach abgeschlossener Hierarchisierung),
- automatisierte Gewässerstationierung bzw. Kilometrierung.

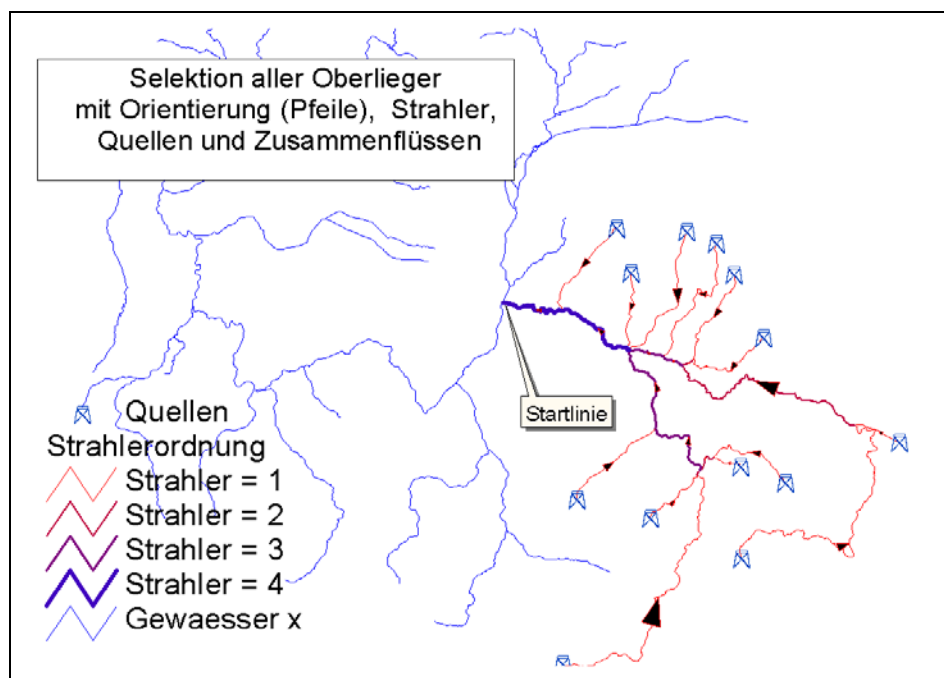


Abbildung 36: HydroTool – Selektion der Oberlieger und Strahlerordnung

## 5.2.2 Entwicklung eines PSCN-Moduls für ArcEGMO

### *Aufbau des Moduls*

Die moderne Flussgebietsbewirtschaftung umfasst neben der Betrachtung der Wasserflüsse auch die Berücksichtigung von Wasserinhaltsstoffen, wie z.B. gelöste Stickstoffkomponenten. Landesplanerische Maßnahmen wie die Renaturierung von Bergbaufolgelandschaften, die Bewaldung von ehemaligen Rieselfeldern etc. erfordern künftig auch den Nachweis der Nachhaltigkeit. Dies bedeutet u.a. die Prüfung, inwiefern z.B. durch den aufwachsenden Wald der Gebietswasserhaushalt so verändert wird, dass abhängige Gewässerfunktionen (Abfluss im Gewässer, Grundwasserneubildung, Grundwasserstand) dauerhaft verändert werden und wie diese Veränderungen zu bewerten sind.

Für derartige Fragestellungen wurde im Rahmen von ArcEGMO ein neues Abflussbildungsmodul entwickelt, welches neben der Wasserdynamik im System Vegetation-Boden auch den Kohlenstoff/Stickstoffhaushalt simuliert (Abbildung 37). Dieses PSCN-Modul (Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Model) entstand durch die Kopplung komplexer Wachstumsmodelle für Wald- und landwirtschaftliche Flächen mit einem detaillierten Bodenmodell. Durch die Implementierung eines Fruchtfolgengenerators kann die landwirtschaftliche Anbaustruktur einer Region genau wiedergegeben werden. Einsatzbereich ist die mittelmaßstäbige (1 bis 1000 km<sup>2</sup>) Simulation des Wasser- und

Kohlenstoff-/Stickstoffhaushalt einer Region bei Berücksichtigung der Vegetations- und Ertragsentwicklung.

Wie Abbildung 37 verdeutlicht, lässt sich das PSCN-Modul in die drei Hauptkomponenten Bodenmodell, Vegetationsmodell und Schneemodell untergliedern. Das Vegetationsmodell enthält Wachstumsmodelle für Wald- und landwirtschaftliche Flächen. Das Bodenmodell besteht aus einem Kohlenstoff-/Stickstoffmodell, einem Bodenwärmemodell und einem Bodenfeuchtemodell.

Als treibende klimatische Größen werden Lufttemperatur, Niederschlag, Luftfeuchte und Globalstrahlung in täglicher Auflösung benötigt, die durch ArcEGMO für jedes simulierte Raumelement bereitgestellt werden. Die räumliche Auflösung erfolgt entsprechend des Aggregationsschemas von ArcEGMO (BECKER et al., 2002; PFÜTZNER, 2002) auf Hydrotopebene (Elementarfläche). Jedes Hydrotop ist durch eine bestimmte Landnutzung und einen Bodentyp charakterisiert und hat einen festen Raumbezug innerhalb des Untersuchungsgebietes.

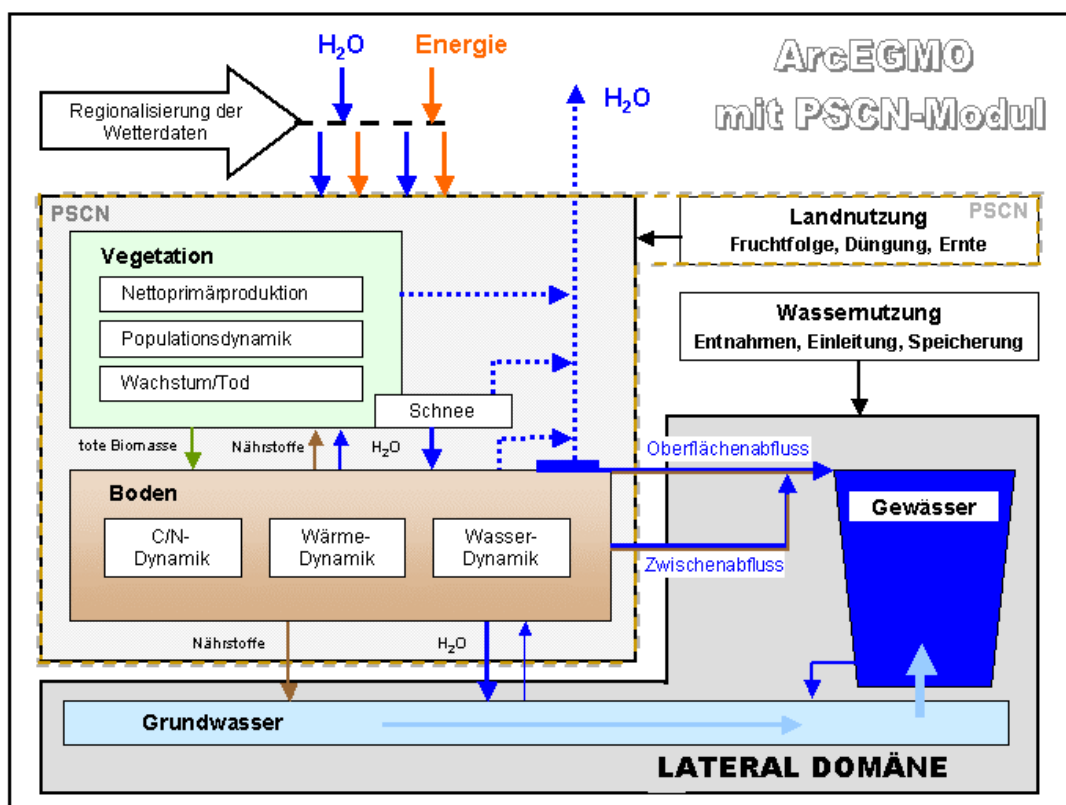


Abbildung 37: Das PSCN-Modul im Rahmen des hydrologischen Einzugsgebietsmodells ArcEGMO – Überblick über die simulierten Teilprozesse

Die Vegetationsdynamik wird in Abhängigkeit von der Landnutzung in den einzelnen Hydro-topen simuliert. In den Prototyp des PSCN-Moduls wurden bisher vier unterschiedliche Pflanzenmodelle integriert:

- Waldwachstumsmodell 4C (SUCKOW, 2001),
- Vegetationsmodell CROP für landwirtschaftliche Kulturen nach SWAT2000 (NEITSCH et al., 2001),
- allgemeines dynamisches Pflanzenmodell auf der Basis von Tabellenfunktionen (ohne C/N-Dynamik),
- allgemeines statisches Modell (nur Wasserhaushalt ohne C/N-Dynamik).

Fruchtartenspezifische Modelle, wie z.B. für Grünland, Winterweizen, Mais oder Kartoffeln, sollen im weiteren Entwicklungsverlauf dazu kommen. Die Komplexität (und damit auch der Anspruch an die Eingangsdaten) nimmt vom ersten bis hin zum letzten Modell ab. Reichen die verfügbaren Eingangsdaten nicht für eine Simulation mit dem gewählten Pflanzenmodell aus, so wird modellintern automatisch das nächst einfachere Modell aktiviert. Prinzipiell werden die beiden allgemeinen Vegetationsansätze für alle Flächen initialisiert, so dass auch bei fehlenden Eingangsdaten für die Wachstumsmodelle 4C und CROP eine flächendeckende Simulation des Gebietswasserhaushaltes ohne detaillierte Vegetationsmodellierung erfolgen kann. Je nach Zielstellung der Simulation und der vorhandenen Eingangsdatenbasis kann auch mit einem vereinfachenden Landnutzungsmodell ohne Berücksichtigung der C/N-Dynamik im Boden und im Bestand gerechnet werden.

Die Modellierung der Bodenprozesse erfolgt unter Berücksichtigung der horizontalen Schichtung des Bodens bis hinunter zum Ausgangssubstrat. Dabei werden bei grundwasserbeeinflussten Standorten auch temporär gesättigte Bodenschichten einbezogen.

Neben den Zustandsgrößen zur Beschreibung der Vegetationsdynamik und der Bodenprozesse werden für jedes Raumelement folgende Wasserhaushaltsgrößen in täglicher Auflösung berechnet und zur Weiterverarbeitung an die Lateraldomäne von ArcEGMO übergeben:

- Aktuelle Verdunstung,
- Oberflächenabflussbildung,
- Hypodermischer Abfluss,
- Perkolation aus der Wurzelzone bzw. Pflanzenentzug aus der gesättigten Zone bei grundwasserbeeinflussten Standorten.

Eine ausführliche Beschreibung des PSCN-Moduls geben Klöcking und Suckow (2003).

### ***Parametrisierung des Modells***

Der Leitgedanke der Modellierung mit ArcEGMO besteht in der Forderung, die Anzahl der kalibrierbaren Parameter so gering wie möglich zu halten. Diese beschränken sich beim PSCN-Modul auf die optimalen Umsatzkoeffizienten der Bodenstickstoffdynamik und einige Pflanzenparameter. Da in das PSCN-Modul das gleiche Pflanzenmodell wie in SWAT2000 (Neitsch et al., 2001) für ackerbauliche Flächen genutzt wird, kann auf die dort veröffentlichte Datenbasis zurückgegriffen wird. Erwartungsgemäß können durch diesen Parametersatz jedoch nicht alle Fruchtarten, die in Thüringen angebaut werden, abgedeckt werden. So liegen z.B. keine Daten für Raps und Ackerbohnen vor. Auch bei den anderen Fruchtarten werden sortenbedingte Unterschiede zu den gegebenen Pflanzenparametern erwartet.

Das Teilmodell zur Simulation der Bodenstickstoff-/Kohlenstoffdynamik benötigt neben den bodenchemischen Eingangsdaten Corg, Norg und pH-Wert, Angaben zu Düngungsmengen auch die Angabe der Umsatzkoeffizienten im Boden. Diese können zwar z.T. aus Literaturangaben abgeleitet werden, ihre Gültigkeit für die einzelnen Standorte muss jedoch überprüft werden.

Die Parameterbestimmung erfolgte anhand der Messreihen für den Zeitraum 1997 bis 2000, die Validierung erfolgte auf der Basis der vollständigen Messreihen, soweit sie im Berichtszeitraum zur Verfügung standen.

Für die Anpassung und Validierung des Pflanzenmodells standen neben Saat- und Ernteterminen und den geernteten Erträgen (Gesamtmenge, Trockenmasse und Stickstoff, unterteilt in Korn und Stroh), nur Abschätzungen zur Bestandeshöhe, Bestandestiefe und Durchwurzelungstiefe zur Verfügung. Kohlenstoffanalysen wurden nicht durchgeführt. Es lagen ebenfalls keine Messwerte zum Blattflächenindex oder der Gesamtbiomasse vor. Demzufolge musste für die Anpassung des Modells auf Literaturwerte für vergleichbare Bedingungen zurückgegriffen werden. Insbesondere wurden hierfür die Bayerischen Messreihen aus WANG (1997) genutzt. Im Zuge der Bestandesmodellierung zeigte sich, dass neben den Parametern „maximale Wurzeltiefe“ und „maximale Bestandeshöhe“ folgende, in

Tabelle 20 enthaltene, Parameter angepasst werden mussten.

Eigentlich müssten diese Parameter anhand von phänologischen Messreihen für die einzelnen Sorten abgeleitet werden. Da diese jedoch nicht zur Verfügung standen, erfolgte die Parametrisierung durch die parallele Auswertung von Bodenfeuchtwerten, Sickerwassermengen und Bestandesentwicklungsdaten bei Vergleich mit Literaturwerten zur Bestandes- und Ertragsentwicklung insbesondere von Weizen und Gerste.

Die Ableitung der Umsatzkoeffizienten für die Beschreibung der Bodenstickstoff-/Kohlenstoffdynamik gestaltete sich wesentlich schwieriger. Da Inkubationsversuche zur Bestimmung dieser Umsetzungsparameter für die untersuchten Standorte nicht zur Verfügung stehen, musste auf Literaturwerte zurückgegriffen werden.



Tabelle 20: Angepasste Pflanzenparameter für die Lysimeterstandorte A3 und A4 im Altengotterschen Ried (s. Abbildung 10)

Fruchtart	BIO_E: radiation-use efficiency		HVSTI: potential harvest index for the plant at maturity		BLAI: maximum potential leaf area index		PHU: total number of heat units to reach maturity
	SWAT	A3/A4	SWAT	A3/A4	SWAT	A3/A4	
Winterweizen	30.0	25.0	0.40	0.55	4	6.6	2200
Sommerweizen	35.0	30.0	0.42	0.46	4	6.5	2000
Sommergerste	35.0	20.0	0.54	0.60	4	6	1500
Winterraps	-	25.0	-	0.40	-	6	2200
Ackerbohne	-	20.0	-	0.55	-	6.5	1800

FRANKO (1990) gibt mittlere Umsatzkoeffizienten für die Wurzel- und Ernterückstände einiger Fruchtarten ohne Unterscheidung zwischen Wurzelresten und oberirdischen Ernterückständen an. Außerdem wurde auf die Arbeiten von KARTSCHALL (1986) und KLÖCKING (1991) zu dieser Thematik zurückgegriffen.

Bei Nutzung dieser Parameter konnte jedoch keine zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen Simulationsergebnissen und Messwerten zum Boden-C/N-Haushalt erreicht werden. Da andererseits die Datenlage nicht für eine exakte Parametrisierung ausreichte, wurde bei der standortbezogenen Variation der Umsatzkoeffizienten darauf geachtet, dass ein annähernd stabiles Gleichgewicht zwischen Umsatz der in den Boden eingebrachten organischen Primärsubstanz, Humusneubildung und Humusabbau auf beiden untersuchten Standorten gewahrt bleibt. Die abgeschätzten Faktoren zur Abschätzung des Kohlen- und Stickstoff-Einträge durch die Ernte- und Wurzelreste sowie deren Umsatzkoeffizienten für die Mineralisierung ( $k_{\text{opm}}$  [ $\text{d}^{-1}$ ]), die Humusneubildung ( $k_{\text{syn}}$  [ $\text{d}^{-1}$ ]) sind in Tabelle 21 enthalten.

Tabelle 21: Parameter zum Umsatz der organischen Primärsubstanz der untersuchten Fruchtarten

Fruchtart	$k_{\text{opm}}(\text{oberird})$	$k_{\text{syn}}(\text{oberird})$	CN(oberird)	N(Stroh) [%]	$k_{\text{opm}}(\text{Wurzel})$	$k_{\text{syn}}(\text{Wurzel})$
Getreide	0.01	0.6	80	0.5	0.15	0.45
Raps	0.015	0.55	60	0.6	0.05	0.35
Ackerbohne	0.015	0.55	27	1	0.15	0.25

Franko (1990) gibt für Humus mit einem mittleren C/N-Verhältnis von 8,5 eine standortunabhängige Mineralisierungskonstante von  $0,0056 \text{ d}^{-1}$  unter optimalen Bedingungen an. Bei Nutzung dieses Wertes wurde auf beiden Standorten ein rascher Abbau der Humusvorräte simuliert, so dass niedrigere Werte angesetzt werden mussten, wie sie Tabelle 22 enthält.

Tabelle 22: Humusmineralisierungskoeffizient  $k_{\text{hum}}$  und Nitrifizierungskoeffizient  $k_{\text{nit}}$

Standort	$k_{\text{hum}} [\text{d}^{-1}]$	$k_{\text{nit}} [\text{d}^{-1}]$
Vega	0.0008	0.1
Renzina	0.0005	0.06

Die Validierung des Modells erfolgte an Lysimeterdaten und ist in Anlage A3 beschrieben.

## 5.2.3 Grundwassermodell MODFLOW

### 5.2.3.1 Modellgrundlagen

Die Modellierung des Grundwasserstromes im Untersuchungsraum 2 (bis Pegel Nägelstedt) erfolgt mit dem Programmsystem MODFLOW. Dabei handelt es sich um ein modular aufgebautes Finite-Differenzen-Modell (MCDONALD & HARBAUGH, 1988).

Die **Diskretisierung** des Modells wird anhand orthogonal zueinander stehender Zeilen (Rows), Spalten (Columns) und Schichten (Layers) vorgenommen. Die Knoten der Zellen liegen jeweils im Zellenmittelpunkt. Das Prinzip der Modell-Diskretisierung ist in Abbildung 38 dargestellt.

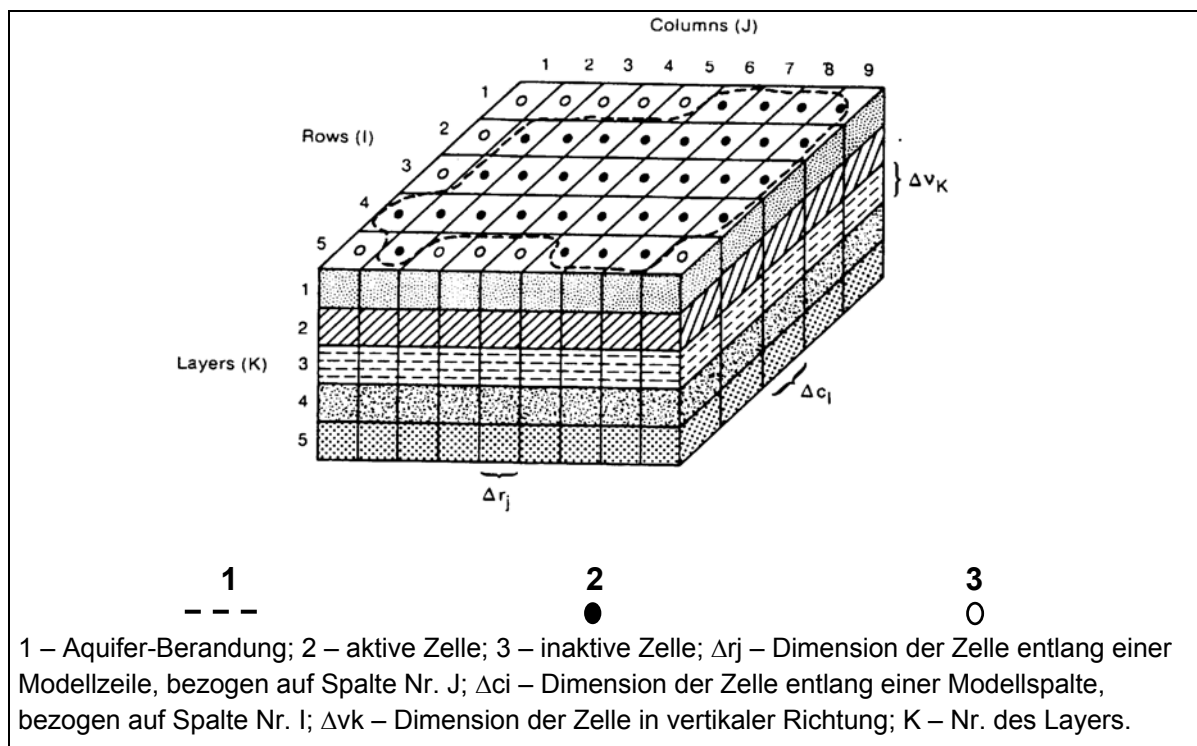


Abbildung 38: Modelldiskretisierung im Programm MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)

Ausgehend von der allgemeinen DARCY-Gleichung (5.1)

$$Q = k_f \cdot \frac{\Delta h}{l} \cdot A \quad (5.1)$$

Q ... Wassermenge (L<sup>3</sup>/t)  
 k<sub>f</sub> ... Durchlässigkeitsbeiwert (L/t)  
 Δh ... Änderung der Standrohrspiegelhöhe (L)  
 l ... Fließweglänge (L)  
 A ... Fließquerschnitt (L<sup>2</sup>)

wird in einem Übergang von einer Modellzelle zu nächsten (s. Abbildung 39) das Darcy-Gesetz in der folgenden Form abgebildet:

$$q_{i,j-1/2,k} = k_{i,j-1/2,k} \cdot \Delta c_i \cdot \Delta v_k \cdot \frac{(h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k})}{\Delta r_{j-1/2}} \quad (5.2)$$

q<sub>i,j-1/2,k</sub> ... Volumenstrom von Zelle i, j-1, k in Zelle i, j, k  
 k<sub>i,j-1/2,k</sub> ... hydraulischer Widerstand zwischen den Zellknoten i, j, k und i, j-1 und k  
 h<sub>i,j,k</sub> ... Standrohrspiegelhöhe in Zelle i, j, k  
 h<sub>i,j-1,k</sub> ... Standrohrspiegelhöhe in Zelle i, j-1, k

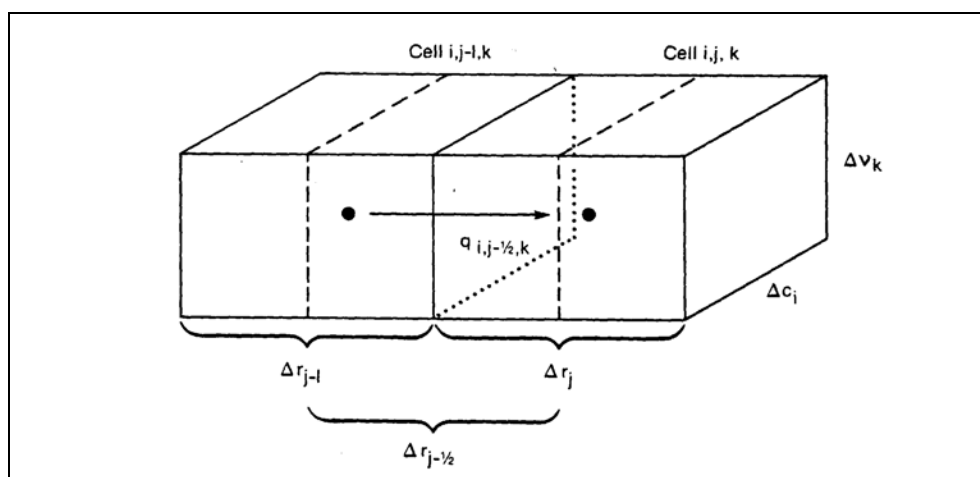


Abbildung 39: Strömung in die Zelle i,j,k von der Zelle i, j-1, k im Finite-Differenzen-Modell MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)

Wesentlich für die Beschreibung des Strömungsfeldes sind weiterhin die **Randbedingungen**. Grundsätzlich werden für die Lösung der Strömungsgleichung drei Randbedingungen unterschieden.

Randbedingung 1. Art: Das Potential  $\phi$  ist auf der Berandung in Abhängigkeit von Ort und Zeit bekannt. Typisch dafür sind Wasserstände von Gewässern oder Brunnen.

Randbedingung 2. Art: Der Potentialgradient  $\frac{\delta\Phi}{\delta x}$  oder der über den Rand fließende spezifische Volumenstrom  $q$  sind als Funktion von Ort und Zeit bekannt.

Randbedingung 3. Art: Das Potential  $\phi$  ist in Abhängigkeit von Ort und Zeit bekannt, es existiert zwischen dem Strömungsfeld und dem Rand jedoch ein zusätzlicher Widerstand. Typischer Fall dafür die Kolmation eines Gewässerbettes.

Für die Fragestellungen der Modellkopplung sind vor allem die Abbildung der **Fließgewässer**, der **GW-Neubildung** in dem Programmsystem MOFLOW von Bedeutung.

Die konzeptionelle Darstellung der Strömung zwischen Fließgewässer (River Package) mit einer kolmatierten Schicht und Aquifer zeigt die Abbildung 40. Je nach Potentialdifferenz zwischen der Gewässeroberfläche und dem Grundwasser in der Zelle unterhalb des Gewässers kommt es nach Gleichung (5.3) zu einer Exfiltration aus dem Aquifer in das Gewässer ( $Q_{RIV} < 0$ ) oder zu einer Infiltration des Gewässers in den Aquifer ( $Q_{RIV} > 0$ ).

$$Q_{RIV} = C_{RIV} \cdot (H_{RIV} - h_{i,j,k}) \quad (5.3a)$$

mit

$$C_{RIV} = \frac{K \cdot L \cdot W}{M} \quad (5.3b)$$

$Q_{RIV}$  – Volumenstrom der Interaktion zwischen Gewässer und Aquifer

$H_{RIV}$  – Wasserspiegelhöhe im Gewässer

$h_{i,j,k}$  – Standrohrspiegelhöhe in der Zelle i, j, k

$K$  – hydraulischer Widerstand des Gewässerbettes (Kolmationsschicht)

$L$  – Länge des Gewässerabschnittes in der Zelle i, j, k

$W$  – Breite des Gewässerabschnittes in der Zelle i, j, k

$M$  – Mächtigkeit der Kolmationsschicht im Gewässerabschnitt der Zelle i, j, k

Die **Grundwasserneubildung** (Recharge) geht in dem Modell als Resultat aus Niederschlag und Perkolation als flächenhafte Speisung des Aquifers ein und errechnet sich nach Gleichung 5.4.

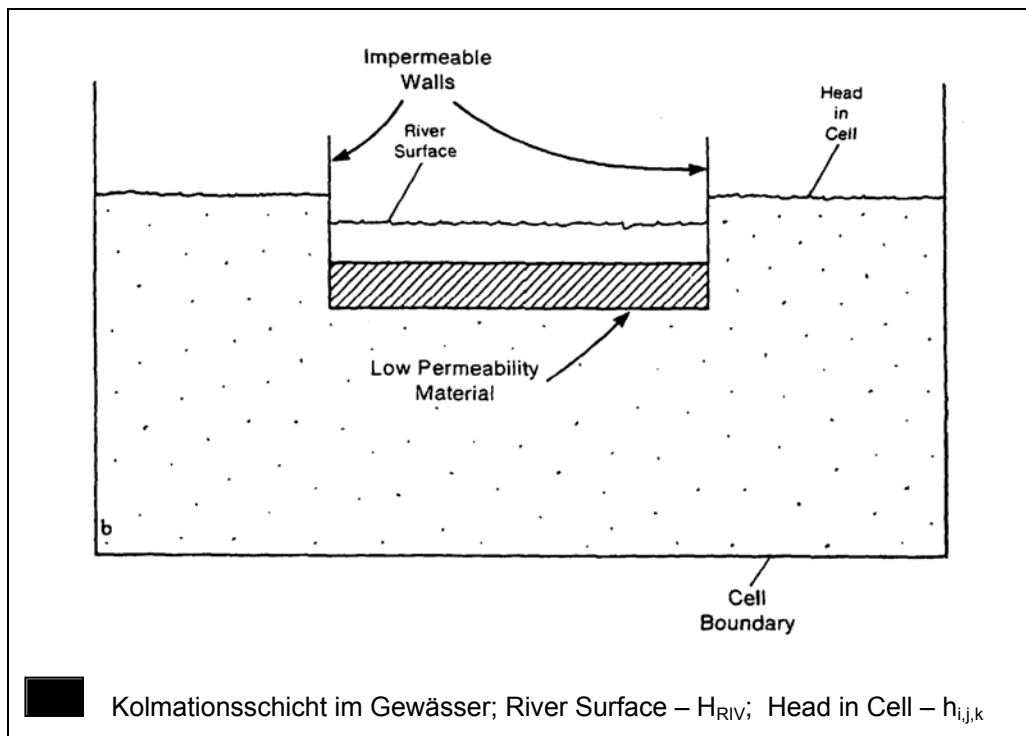
$$Q_{Ri,j} = I_{i,j} \cdot A_{i,j} \quad (5.4)$$

$Q_{Ri,j}$  – Volumenstrom durch Grundwasserneubildung in die Zelle i,j ( $L^3/t$ )

$I_{i,j}$  – Neubildungsrate in der Zelle i,j ( $L/t$ )

$A_{i,j}$  – Fläche der Zelle i,j ( $L^2$ )

Bei der Berechnung kann optional festgelegt werden, ob die Grundwasserneubildung auf dem obersten Layer oder an der Grundwasseroberfläche wirksam wird.



**Abbildung 40: Abbildung der eines Gewässers im Programmsystem MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)**

### 5.2.3.2 Hydrogeologisches Strukturmodell

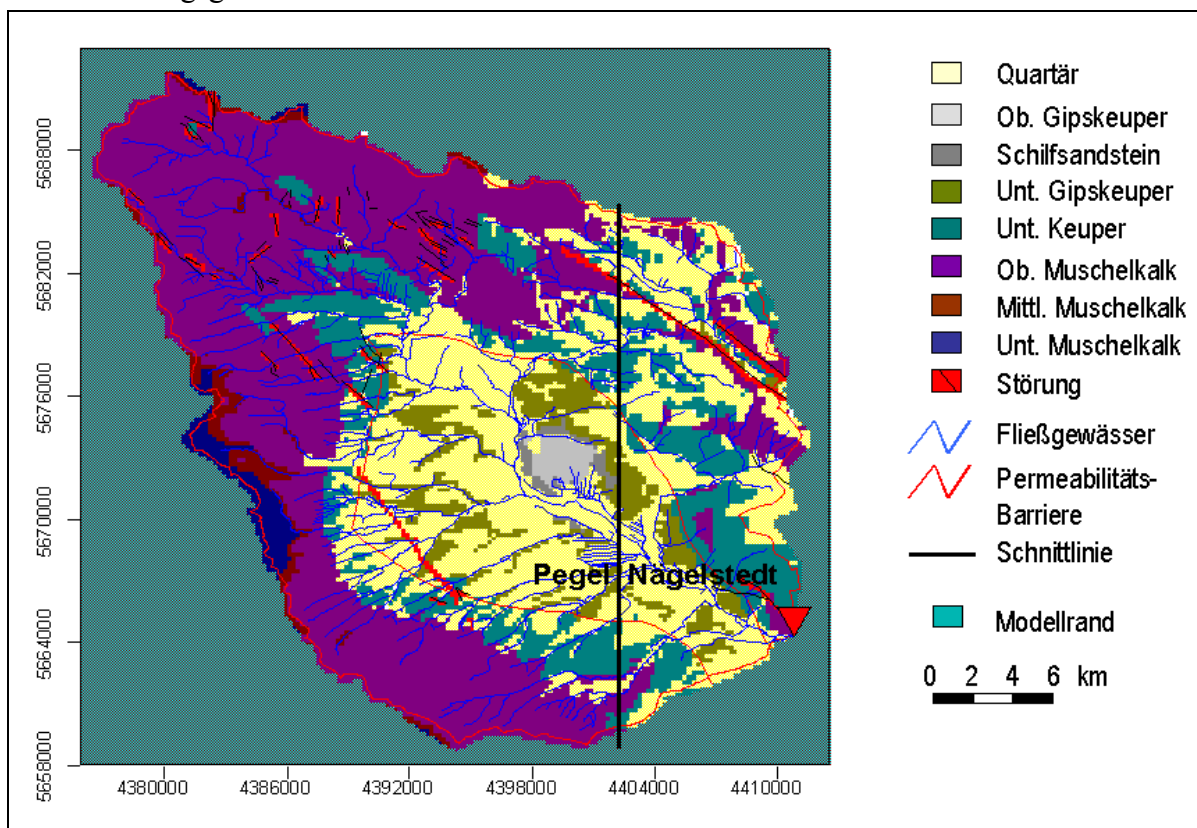
Die Diskretisierungsweite des Modells im Raum 2 wurde mit 200 x 200 m festgelegt, was entsprechend der Modellgröße 44075 Zellen in einer Schicht entspricht.

Auf der Grundlage von 514 hydrogeologischen und 355 sonstigen geologischen Erkundungs-Bohrungen wurde für die Grundwassermodellierung ein hydrogeologisches Strukturmodell aufgebaut. Entsprechend des geologischen Aufbaus des Untersuchungsgebietes wurde das Modell vertikal in insgesamt 6 Layer eingeteilt (s. Tabelle 23).

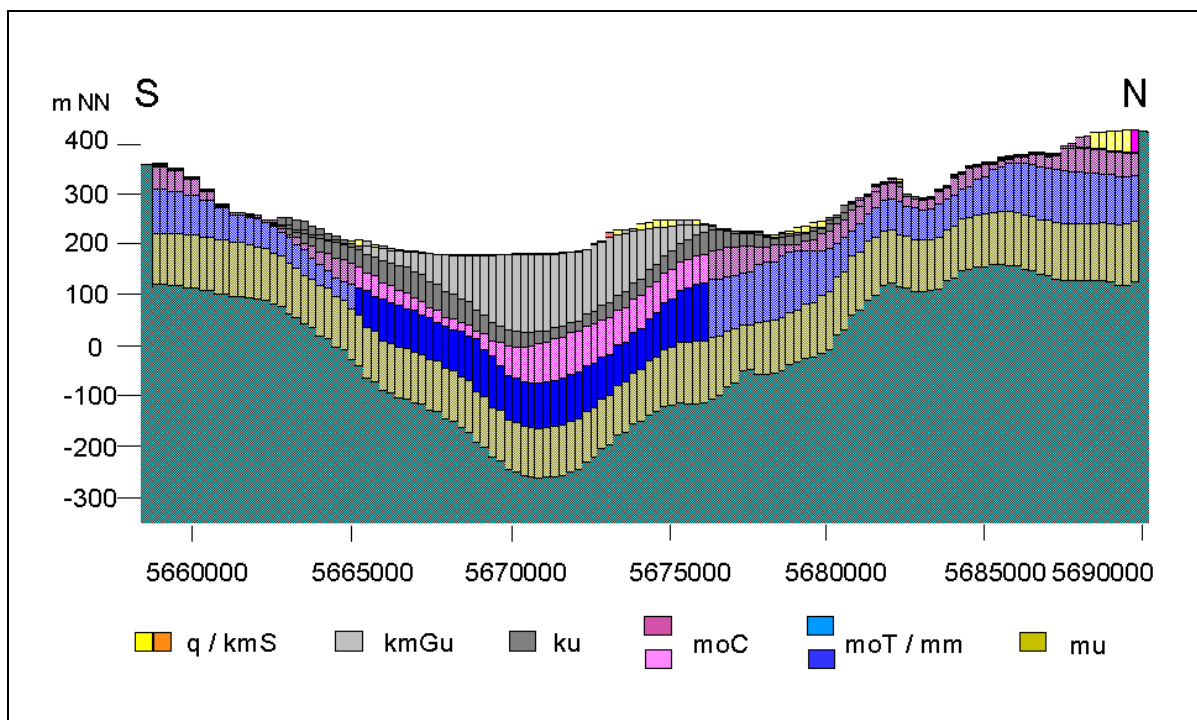
Tabelle 23: Modellschichten des Grundwassermodells

Layer	Stratigraphische Einheit	Abkürzung	Mächtigkeit
1	Quartär	Q	0 – 10 m
2	Mittl. Keuper (Unt. Gipskeuper)	kmGu	0 – 25 m
3	Unterer Keuper (Lettenkeuper)	ku	0 – 150 m
4	Oberer Muschelkalk (Ceratitenschichten)	moC	0 – 80 m
5	Oberer Muschelkalk (Trochitenschichten) und mittlerer Muschelkalk	moT/mm	0 – 70 m
6	Unterer Muschelkalk	mu	0 – 80 m

Die Geologischen Verhältnisse unter der Quartärbedeckung im Grundwassermodell sind in Abbildung 41 dargestellt. Die Abbildung 42 zeigt einen Schnitt durch das Untersuchungsgebiet.



**Abbildung 41: Geologische Modellkarte des Untersuchungsgebietes (Raum II)**



**Abbildung 42: Modellschnitt mit Permeabilitätsbarriere (15-fach überhöht)**

### 5.2.3.3 Parameter des Strömungsmodells

Für die hydraulischen Parameter der einzelnen Schichten wurden die Daten aus dem Datenspeicher FIS Hydrogeologie der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie übernommen. Für das gesamte Untersuchungsgebiet standen ca. 145 Datensätze zur Verfügung. Dabei handelt es sich überwiegend um T-Werte, die nach den Beziehungen (5.5) und (5.6) ermittelt wurden.

$$T = 0,183 \cdot Q \frac{\Delta \left[ \lg \left( \frac{t}{t'} \right) \right]}{\Delta s'} \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (5.5)$$

bei Auswertung des Wiederanstieges bzw.

$$T = 0,183 \cdot Q \frac{\Delta(\lg t)}{\Delta s} \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (5.6)$$

$\Delta s$  ... Absenkung (m)

$t$  ... Dauer der Absenkung (s)

$t'$  ... Dauer der Absenkung und des Wiederanstieges (s)

$Q$  ... Fördermenge ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

bei Auswertung der Absenkung ermittelt (BALKE, BEIMS et al., 2000).

Zusätzlich zu diesen Datensätzen konnten durch Auswertung alter Pumpversuche nochmals ca. 25 T-Werte nach den o.g. Beziehungen errechnet werden.

In einem Teil der Datensätze der TLUG waren nur E-Werte angegeben, die nach der Gleichung (5.7) ermittelt wurden.

$$E = \frac{Q_2 - Q_1}{s_2 - s_1} \quad (l/(\text{s} \cdot \text{m})) \quad (5.7)$$

$Q$  ... Fördermenge ( $l/\text{s}$ )

$s_1, s_2$  ... Absenkung bei der Fördermenge  $Q_1, Q_2$  (m)

Da zu den Datensätzen, bei denen der E-Wert angegeben wurde, die Original-Pumpversuchsdaten nicht vorlagen, wurden aus den E-Werten nach der Beziehung

$$T = 1,22 \cdot \frac{Q}{s} = 1,22 \cdot E \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (7.4)$$

$Q$  ... Fördermenge ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

$E$  ... Ergiebigkeit ( $\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$ )

$s$  ... Absenkung bei der Fördermenge  $Q$  (m)

der T-Wert ermittelt (LANGGUTH & VOIGT, 1980).

Eine Übersicht über die Datenbasis zeigt die Abbildung 43.

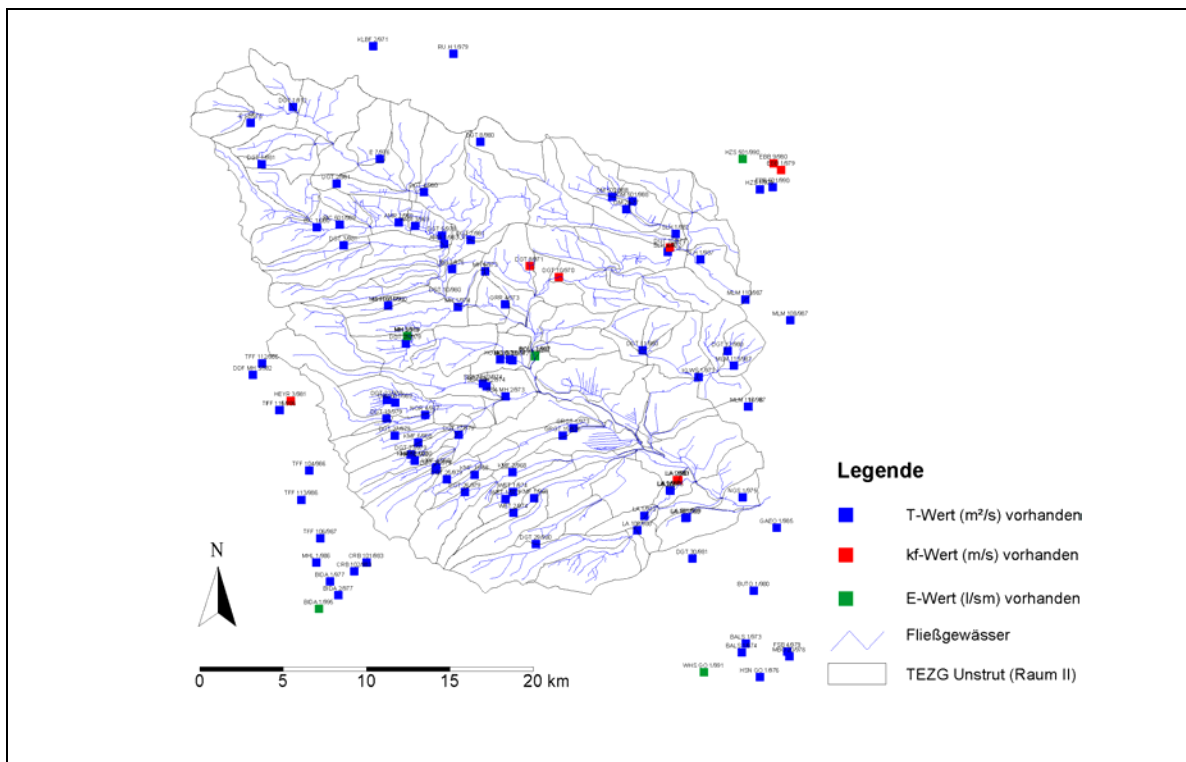


Abbildung 43: Datenbasis für hydraulische Parameter des GW-Modells.

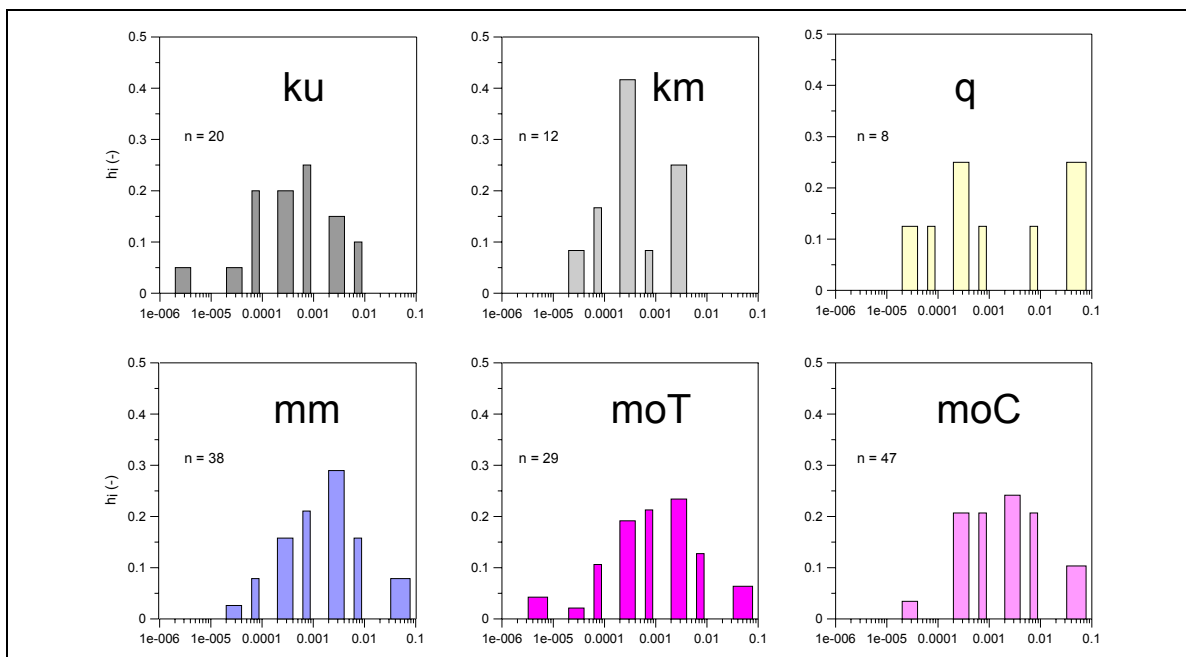
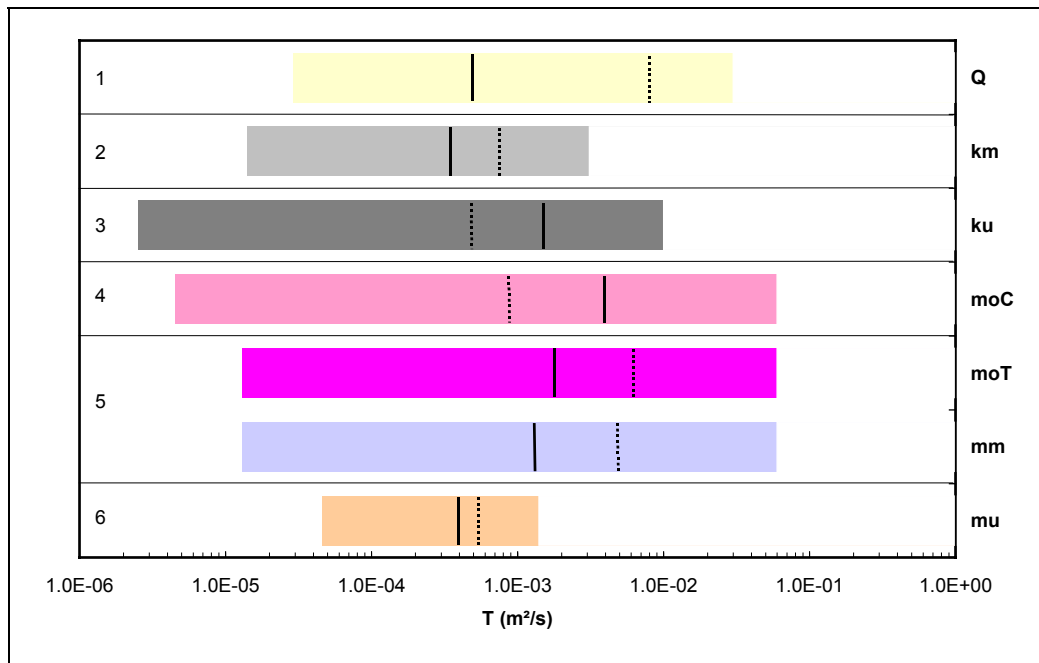


Abbildung 44: Verteilung der T-Werte in den Modellschichten (Abkürzungen s. Tabelle 1)

In Abbildung 44 ist die Verteilung der T-Werte innerhalb der Modellschichten dargestellt. Darin zeigt sich die Inhomogenität der jeweiligen Modellschichten, die durch Regionalisierung der Daten in dem Modell widerzuspiegeln sind.



Auf Grund der Verteilung der T-Wert wurden die beiden Schichten mm und moT zu einer Schicht zusammengefasst. Die Spannweiten der T-Werte der Schichten sind summarisch in Abbildung 45 wiedergegeben.



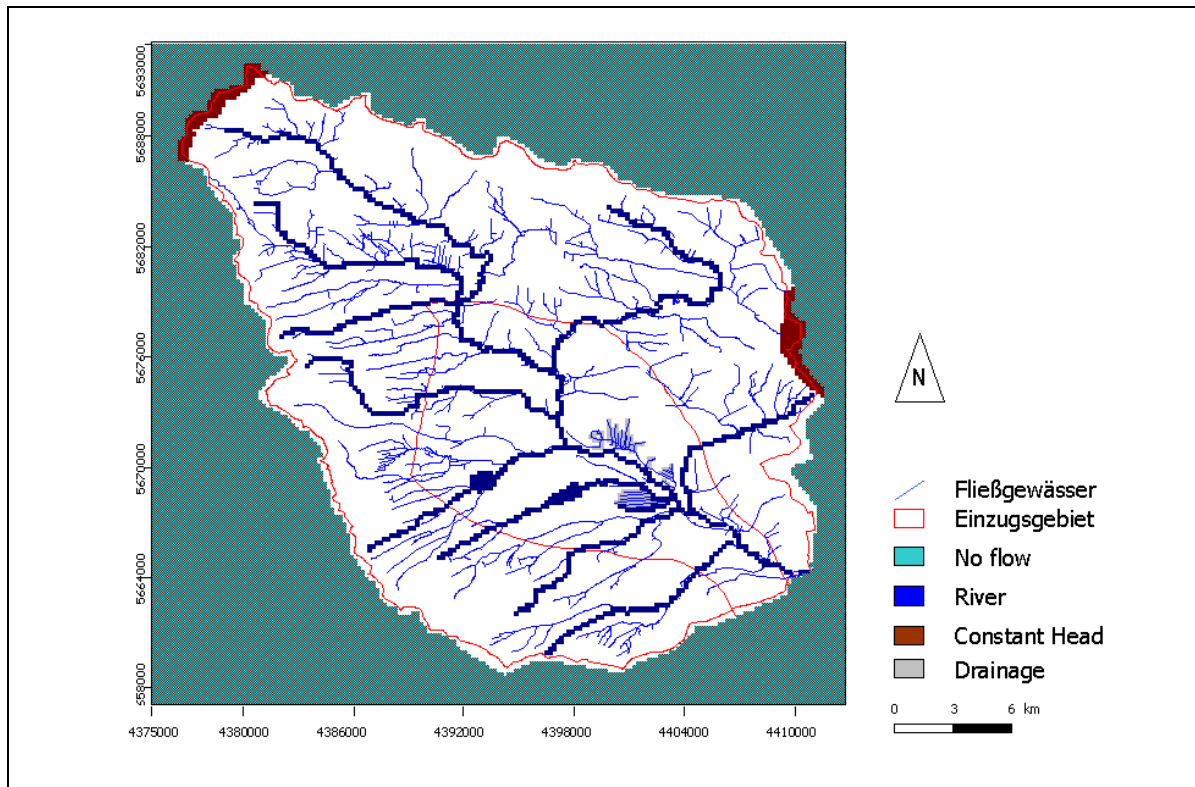
**Abbildung 45: Spannweiten der T-Wert in den Modellschichten.**

#### 5.2.3.4 Randbedingungen

Von der Modellvorstellung ausgehend, dass die Wasserbilanz des oberirdischen Einzugsgebietes auf der Neubildung in diesem Gebiet beruht und auf Grund der Untersuchungen von TREFFURT (1984), die das unterirdische Einzugsgebiet etwa analog dem oberirdischen Einzugsgebiet ausweisen, wurden die Ränder des Modells mit einer no-flow-Randbedingungen belegt. Auf Grund der Messungen wurde am nordwestlichen und nordöstlichen Rand eine Randbedingung 1. Art ( $\Delta h = \text{const.}$ ) angenommen.

In den Riedflächen des Altengotternschen und Großengotternschen Ried wurden, wie aus Voruntersuchungen bekannt, Dränagen als Randbedingung angesetzt.

Als innere Randbedingungen wirken die verzeichnet Fließgewässer (Randbedingung 3. Art) und Grundwasserentnahmen. Die Randbedingungen zur Grundwassermodellierung (außer GW-Entnahmen) sind in Abbildung 46 dargestellt.



**Abbildung 46: Randbedingungen des Grundwassermodells**

### 5.2.3.5 Grundwasserentnahmen

Die in Kap. 2.4 beschriebenen Grundwassernutzungen gehen in das Grundwassermodell als innere Randbedingungen ein. Die Abbildung 4 (s. S. 18) zeigt die wesentlichen Grundwasserentnahmen zur öffentlichen Wasserversorgung im Untersuchungsgebiet Raum 2. Die wesentlichen Grundwasserentnahmen liegen außerhalb des durch die Permeabilitätsbarriere gekennzeichneten zentralen Bereiches der Mühlhausen – Langensalzaer Teilmulde des Thüringer Beckens und fördern aus dem Muschelkalk-Grundwasserleiter.

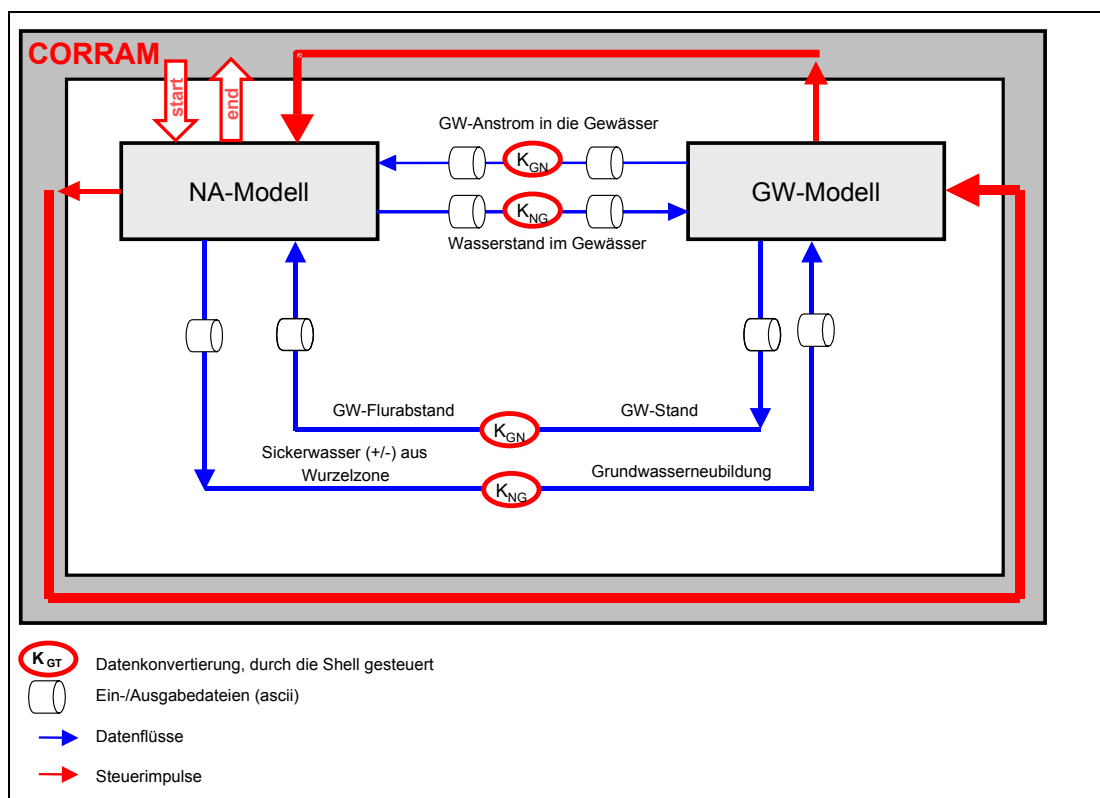
### 5.2.4 Entwicklung einer Programmumgebung zur Kopplung (CORRAM)

Die Kopplung erfolgt einmal über die Grundwasserneubildung/-zehrung und den Grundwasserflurabstand, zum anderen über den Grundwasserzufluss zum Gewässer und den Wasserstand im Gewässer (s. Abbildung 47).

Innerhalb des gekoppelten Systems ermittelt das Niederschlag-Abfluss-Modell die Grundwasserneubildung in Abhängigkeit vom aktuellen Grundwasserflurabstand, der vom Grundwassermodell vorgegeben wird sowie den Wasserstand im Gewässer in

Abhängigkeit vom ober- und unterirdischen Zufluss zum Gewässer. Letzterer wird ebenfalls vom Grundwassermodell vorgegeben.

Grundwasserneubildung und Wasserstand im Gewässer sind Übergabegrößen für das Grundwassermodell und treiben hier als Randbedingungen die Strömungsprozesse im Grundwasser.



**Abbildung 47: Schematische Darstellung der Kopplung von GW-Modell und NA-Modell**

Ein wesentliches inhaltliches Problem bei der Kopplung der derzeit verfügbaren Abflussbildungs- und Grundwassermodelle ist die unterschiedliche Definition des Begriffes "Grundwasserneubildung" in beiden Modellen. In den Abflussbildungsmodellen wird hierunter zumeist die Perkolation aus der durchwurzelten Bodenschicht, in den Grundwasserströmungsmodellen jedoch die reale Speisung des Grundwasserkörpers verstanden. Deshalb muss bei der Kopplung ein sogenanntes "Transferzonenmodell" zwischengeschaltet werden, das die Transport- und Transformationsprozesse in den ungesättigten Schichten unterhalb der Wurzelzone beschreibt. Dieses Transferzonenmodell stellt die dritte Komponente in dem gekoppelten System Oberflächen- und Grundwassermodell dar.

Die rechentechnische Realisierung erfolgt über die Verbindung von existierenden Modellen. Als NA-Modell kam ArcEGMO (BECKER et al., 2001; PFÜTZNER et al., 2002) und als Grundwassermodell MODFLOW 2000 (HARBAUGH et al., 2000; McDONALD & HARBAUGH, 1988) zum Einsatz. Beide Modelle wurden modifiziert. Die Kopplung der Modelle wird durch ein in Python (VAN ROSSUM, 1999; CHRISTOPHER, 2002) geschriebenes

Programm realisiert, das die Daten in jeweilige Format konvertiert und den gesamten Kopplungsprozess steuert.

Bei der Kopplung kommt es darauf an, unterschiedliche räumliche und zeitliche Diskretisierungsschemata, die in den einzelnen Modellen genutzt werden, miteinander zu verbinden. Sie ergeben sich aus der unterschiedlichen räumlichen Variabilität der prozessbeeinflussenden Systemeigenschaften und der unterschiedlichen Dynamik der abzubildenden Prozesse.

So werden in flächenscharfen NA-Modellen die Grundwasserneubildungsraten zumeist für homogene Flächen HRU (zumeist Verschneidungspolygone aus Landnutzung und Boden), die Konzentration des Landoberflächenabflusses für Hangsegmente, Abflusskaskaden oder oberirdische Teileinzugsgebiete und der Durchflussverlauf in den Wasserläufen für Fließgewässerabschnitte berechnet. Die räumliche Diskretisierung der GW-Modelle erfolgt über finiten Differenzen oder Elemente (Rasterflächen oder Dreiecke). Die zeitliche Diskretisierung kann ebenfalls sehr unterschiedlich sein, von Minuten (Hydraulik) über Tage (Grundwasserneubildung) bis hin zu Monaten (Grundwasserströmung).

#### **5.2.4.1 Räumliche Diskretisierung**

Die Anwendung des Programm MODFLOW für die Grundwasserströmungsmodellierung im Gebiet der Unstrut erfolgt mit einer horizontale Diskretisierung in Form eines quadratischen Gitternetzes der Gitterweite von 200 x 200 m. Die vertikale Diskretisierung richtet sich nach den lithostratigraphischen Einheiten und deren hydrogeologischen Parametern. Je nach Durchströmverhältnis und Gewässeranschluss wird zwischen aktiven, inaktiven und trockenen Zellen sowie zwischen aktiven und inaktiven Gewässerzellen unterschieden.

Bei der Anwendung des NA-Modells ArcEGMO für die Unstrut erfolgt die Simulation der Abflussbildung auf der Basis von HRU's und die Konzentration des Landoberflächenabflusses für oberirdische Teileinzugsgebiete. Die Durchflussberechnung in den Wasserläufen wird für die Fließgewässerabschnitte durchgeführt, die hierarchisch miteinander verknüpft sind (Oberlieger-Untерlieger) und über den Grundwasserzufluss und den Landoberflächenabfluss/hypodermischen Abfluss gespeist werden..

Die Verknüpfung der Modellgeometrien beider Modelle und der Datenaustausch wird über Raumbezüge organisiert.

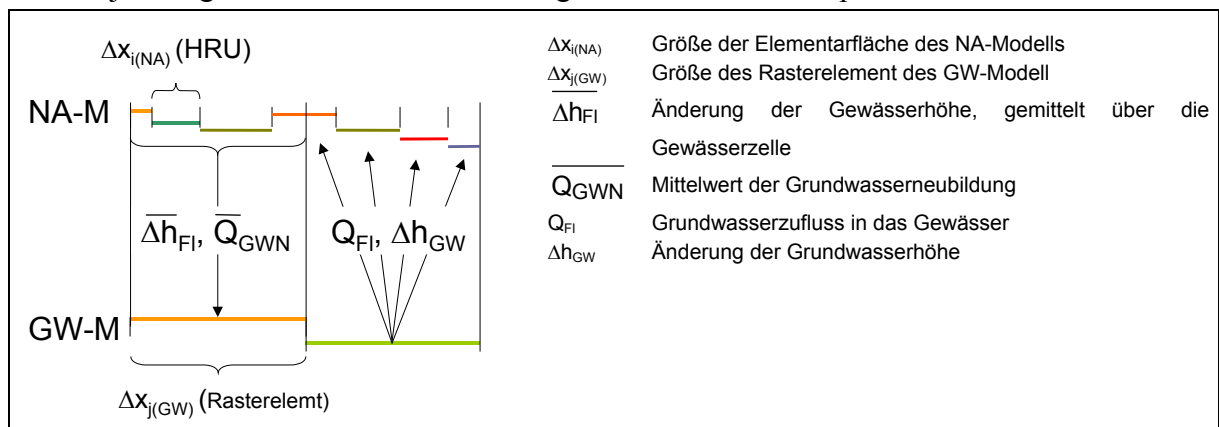
Die Raumbezüge des Grundwasser-Modells werden dem GIS-Datenmodell des NA-Modells über eine zusätzliche Verschneidung der Elementarflächen und der Gewässerabschnitte mit den finiten Elementen (Rastern) übergeben.

Jede der dabei neu entstehenden Polygone (EFL) und jeder neu entstehende Gewässer-Arc hat eine eindeutige Zuordnung zu einer Rasterfläche. In einer Rasterfläche können aber mehrere Elementarflächen oder mehrere GewässerArcs liegen (n,1-Relation).

Die unterschiedlichen Raumdiskretisierungen erfordern eine räumliche Aggregation der Ergebnisse des NAMs und eine Disaggregation der Ergebnisse des GWMs.

Dazu erfolgt im Präprozessing eine Verschneidung der Raumelemente des NA-Modells mit den Raumelementen des GW-Modell, so dass ein eindeutiger Bezug zwischen ihnen hergestellt werden kann. Mit dieser Vorgehensweise ist eine weitgehende Unabhängigkeit der räumlichen Auflösung beider Modelle voneinander gewährleistet (s. Abbildung 48). Die Grundwasserneubildung wird von dem NA-Modell als flächengewichtetes Mittel über die Rasterelement-Fläche an das GW-Modell übergeben ( $\overline{Q_{GWN}}$ ). Wie die HRU's hat auch jeder Gewässerabschnitt des NA-Modells eine eindeutige Zuordnung zu einer Rasterfläche des GW-Modells.

Der Wasserstand wird als längengewichtetes Mittel über alle Gewässerstränge eines Rasters ermittelt ( $\overline{h_{FI}}$ ). Da es durch die unterschiedliche Diskretisierung auch zu z.T. nicht zu vernachlässigenden Differenzen in den Geländehöhen kommen kann, werden die Grundwasserstände und die Flusswasserstände jeweils als Differenz zur vorhergehenden Simulationsperiode übergeben ( $\overline{\Delta h_{FI}}$ ). Die Konvertierung sowohl für das NA-Modell als auch für das GW-Modell beinhaltet dann die Aufrechnung der übergebenen Differenzen auf den jeweiligen Wasserstand der vorhergehenden Simulationsperiode.



**Abbildung 48: Kopplung unterschiedlicher räumlicher Diskretisierungen**

### 5.2.4.2 Zeitdiskretisierung

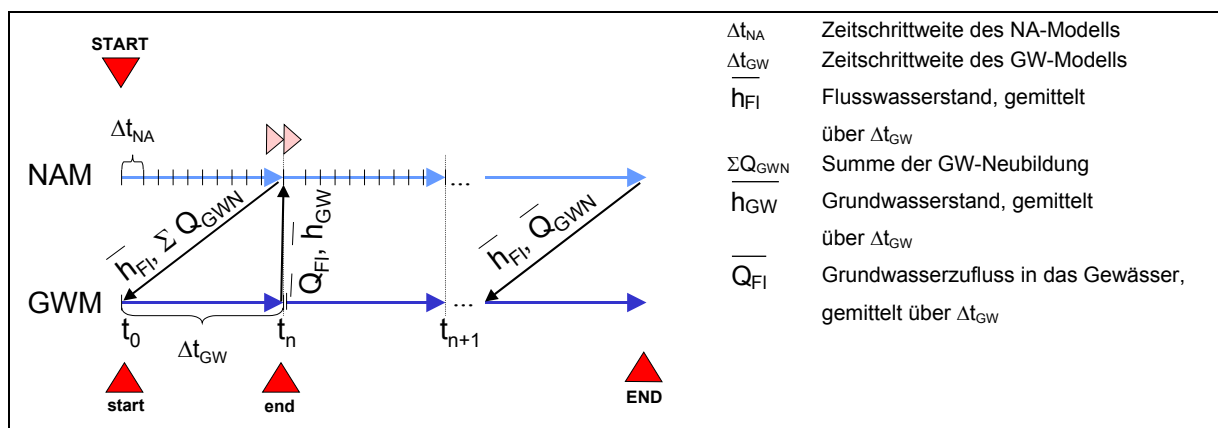
Eine prozessadäquate Abbildung der Infiltration im NAM ist nur mit sehr kleinen, maximal Tageszeitschritten möglich, während die meist stärker gedämpften Prozesse im Grundwasser im GWM Zeitdiskretisierungen zwischen Dekaden- und Monatszeitschritten zulassen.

Die unterschiedlichen Zeitdiskretisierungen erfordern eine zeitliche Aggregation der Ergebnisse des NAMs und eine Disaggregation der Ergebnisse des GWMs.

Zur Überbrückung der unterschiedlichen Simulationszeitschrittweiten simulieren das NA-Modell und das GW-Modell wechselseitig Perioden von n-Tagen, wobei das NA-Modell

auf Grund der höheren Dynamik der zu beschreibenden Prozesse mit der Rechnung beginnt und dabei Sickerwassermengen und die Wasserstände im Gewässer ermittelt. Pro Rasterelement werden die Sickerwassermengen als Summen ( $\Sigma Q_{GWN}$ ) und die Wasserstände als Mittelwerte über die aktuelle Simulationsperiode ( $\overline{h_{FI}}$ ) dem Grundwassermodell als Randbedingungen übergeben. Das Grundwassermodell rechnet anschließend die gleiche Periode und übergibt dem NA-Modell die Grundwasserstände ( $\overline{h_{GW}}$ ) und die Grundwasserzuflüsse in die Gewässerzellen ( $\overline{Q_{FI}}$ ), gemittelt über die Simulationsperiode (s. Abbildung 49).

Diese Vorgehensweise hat eine Entkopplung von sich gegenseitig beeinflussenden Prozessen im Grund- und Oberflächenwasser für die jeweiligen Berechnungsperioden zur Folge. Die damit verbundene Phasenverschiebung zwischen beiden Modellen kann durch eine Verkürzung der Simulationsperiode vermindert werden. Dies ist insbesondere dann notwendig, wenn schnell reagierende Einzugsgebiete oder schnelle Abflusskomponenten Gegenstand der Untersuchung sind. Die Ermittlung der optimalen Phasenverschiebungen wird Gegenstand eingehender Untersuchungen sein.



**Abbildung 49: Kopplung unterschiedlicher zeitlicher Diskretisierungen, bezogen auf ein Rasterelement**

### 5.2.4.3 Modelltechnische Beschreibung der Kopplung

#### *Herangehensweise*

Es gibt mehrere Möglichkeiten die modelltechnische Kopplung zu realisieren. Sowohl ArcEGMO als auch MODFLOW 2000 haben eine zeitlichen Verlauf, der programmtechnisch als Hauptschleife bezeichnet werden kann. In diese Hauptschleife kann man eingreifen, um die Ausführung des jeweiligen Programms zu unterbrechen und die Daten mit dem andern Programm auszutauschen. Die andere Möglichkeit besteht darin jedes Programm nach jedem Rechenschritt anzuhalten, die Daten aus den Ausgabedaten zu lesen

und dann, mit modifizierten Eingabedaten, die aus den Ergebnissen des jeweiligen anderen Programms stammen, wieder zu starten (Restart).

Beide Möglichkeiten bieten Vor- und Nachteile. Der Eingriff in die Hauptschleife ist potentiell schneller, da kein Aufwand für Restarts anfällt. Der Nachteil besteht darin, dass ein Eingriff in numerischen Routine nötig ist. Weiterhin ist es schwieriger eventuelle Fehler abzufangen. Ein Restart hat den Vorteil, dass kein direkter Eingriff in die Berechnungsroutine erforderlich ist. Dem gegenüber steht der Aufwand der beim Starten und Beenden des Programms nötig ist.

ArcEGMO und MODFLOW unterscheiden sich nicht nur in ihren Anwendungsbereichen, sondern auch in ihrer programmtechnischen Gestaltung. ArcEGMO verarbeitet große Mengen von hydrologischen, meteorologischen, Boden- und anderen Daten, die intern aufwendig in die modelleigenen Datenstrukturen umgewandelt werden müssen. Dieser Vorgang ist zeitaufwendig. Da in ArcEGMO nur arithmetische Gleichungen gelöst werden müssen, die für eine große Bandbreite von Randbedingungen direkt lösbar sind, ist der Eingriff in die Hauptschleife in Bezug auf die numerische Stabilität des Programms als unkritisch zu betrachten.

MODFLOW dagegen hat sehr geringe Ansprüche in Bezug auf Rechnerzeit für das Starten und Beenden eines Rechenlaufes. Die Daten liegen in den Eingabedateien bereits in geeigneter Weise vor und bedürfen keiner aufwendigen Umwandlungen und Vorberechnungen wie in ArcEGMO. Andererseits werden in MODFLOW partielle Differentialgleichungen numerisch mit dem finiten Differenzenverfahren gelöst. Dies bedingt, dass ein Eingriff in die Hauptschleife zu signifikanten numerischen Problemen führen kann, die das Programm zum Absturz bringen können.

Aus diesen Überlegungen wurde die Kopplung für ArcEGMO in der Hauptschleife und MODFLOW über Restarts realisiert. Dieser Ansatz hat noch einen weiteren Vorteil, der sich aus der Art der Softwareentwicklung beider Modelle ergibt. ArcEGMO wird vom BAH Berlin entwickelt und damit von einem Forschungspartner dieses Forschungsprojektes. Ein Eingriff in die Hauptschleife macht deshalb keine Entwicklung unterschiedlicher Versionen des Programms nötig. Zukünftige Weiterentwicklung von ArcEGMO können die gleichen Quelltextbasis nutzen, unabhängig ob sie gekoppelt oder eigenständig betrieben werden. MODFLOW hingegen wird vom USGS entwickelt und befindet sich in der Public Domain. Änderungen am Quelltext werden also nicht in die nächste Entwicklungsstufe übernommen. Um eine neue Version von MODFLOW nutzen zu können, müssen die Änderungen auch in dieser erfolgen.

### ***Modifikation von ArcEGMO***

Die Änderung an ArcEGMO bestanden darin eine kompilierte C-Bibliothek statisch zu linken. Funktion dieser Bibliothek zum Initialisieren und übergeben von Zeigern zu

Feldern werden aus ArcEGMO gerufen. Abbildung 50 zeigt auf der linken Seite schematisch dieses Vorgehen.

Bei der Initialisierung werden die Kennzeichnungen der aktiven Rasterzellen (IDs) und der Flusszellen (FlussIDs) übergeben. Diese werden genutzt, um die Zuordnung der Zellen in ArcEGMO und in MODFLOW zu realisieren. Danach werden bei jedem Kopplungszeitschritt Zeiger auf die Felder für Grundwasserneubildung und Flusswasserstand sowie Grundwasserstand und Grundwasseraustausch mit dem Fluss übergeben. Aus den Feldern werden die Daten für Grundwasserneubildung und Flusswasserstand von MODFLOW genutzt, wohingegen die Daten Grundwasserstand und Grundwasseraustausch mit dem Fluss von MODFLOW erhalten werden. Weiterhin wird noch der Zeitschritt als Wert übergeben. Die Änderungen am Quelltext von ArcEGMO sind damit gering. Durch das Setzen eines Schalters kann die Kopplung ein und ausgeschaltet werden.

### ***Modifikationen von MODFLOW***

Das Grundwassermodell MODFLOW 2000 wurde in Bezug auf In- und Output modifiziert. Dazu wurden netCDF-Schnittstellen geschaffen, die es ermöglichen, die Daten für Grundwasserneubildung, Grundwasserstand, Flusswasserstand und Flusszu- und Abflüsse effektiv auszutauschen. NetCDF (JENTER & SIGNELL, 1999) ist ein binäres Datenformat, das den schnellen Zugriff arraybasierter Daten durch unterschiedliche Programmiersprachen erlaubt. Diese Datenformat ist wesentlich schneller als die Ausgabe und das Lesen aus dem ASCII-Format und verursacht wesentlich geringeren programmtechnischen Aufwand bei Gewährleistung höchster numerischer Genauigkeit.

Die Änderung am MODFLOW-Quelltext beziehen sich nur auf die Einlesen- und Ausgaberroutinen, die sich auch bei Weiterentwicklung des numerischen Teils des Modells kaum ändern. Die Nutzung einer neuen, verbesserten Version von MODFLOW, die vom USGS in der Zukunft bereitgestellt wird ist mit dieser Vorgehensweise ohne größeren Umstellungsaufwand möglich. Das modifizierte MODFLOW kann mit der Kommandozeilenoption `-c` in Kopplungsmodus versetzt werden. Ohne dieses Kommandozeilenargument rechnet MODFLOW so wie das Original vom USGS.

Das Starten und Beenden des Programms ist mit dieser modifizierten Version mit sehr geringen Zeitaufwand im Vergleich zu Rechenzeit (weniger als 1 Sekunde gegenüber mehreren Minuten) zu realisieren. Weiterhin kann auf die für die Kopplung relevanten Daten die nun in netCDF-Dateien vorliegen mit Python effizient und sicher zugegriffen werden.



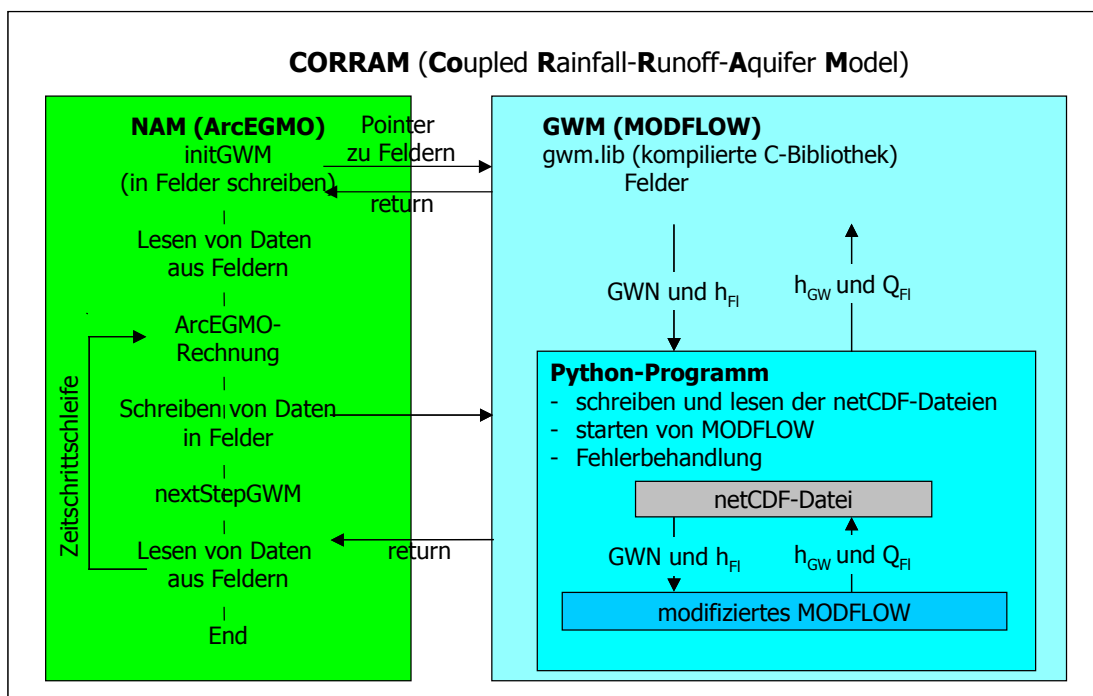


Abbildung 50: Schema der programmtechnischen Kopplung

### Python-Kopplungsmodule

Das Bindglied zwischen modifiziertem ArcEGMO und modifiziertem MODFLOW 2000 stellen mehrere Pythonmodule dar. Python wurde für diese Aufgabe gewählt, weil es eine Reihe von Vorzügen hat. Als objektorientierte Sprache bietet sie ein modernes Programmierparadigma, das sich in der Softwareentwicklung bewährt hat. Die eingebauten Datenstrukturen erlauben es auch komplexe Aufgaben mit relativ wenigen Zeilen Quelltext elegant zu lösen. Es stehen eine Vielzahl von Bibliotheken bereit, die z.B. den Datenaustausch und die Steuerung externer Programme stark vereinfachen. Die Möglichkeiten der Fehlerbehandlung (Exceptionhandling) bilden eine gute Grundlage für Erstellung eines stabilen Programms, das auf Fehler programmatisch reagieren kann. Python hat sich im DGFZ bei der Lösung komplexer programmtechnischer Aufgaben bei der Modellkopplung bestens bewährt.

Die Verbindung von ArcEGMO mit Python wird in der oben beschriebenen kompilierten C-Bibliothek realisiert. Die C-Bibliothek enthält zwei Funktionen (`initExchange` und `exchange`), die zu Beginn der Berechnung bzw. zu jedem Kopplungszeitschritt gerufen werden. Bei Aufruf von `initExchange` wird im gleichen Prozess eine Pythoninterpreter gestartet (d.h. embedded) und die Daten aus den übergebenen Feldern Werten in Python-datenobjekte umgewandelt. Beim Rufen der Funktion `exchange` erfolgt ebenfalls die Umwandlung in Python-datenstrukturen. Die Datenobjekte werden dann an die gleichnamigen Methoden im Modul `gw.py` (s. Listing 1) übergeben. In diesem Modul befindet sich die Klasse `Modflow` von der eine Instanz gebildet wird. Die Methode `initExchange` nimmt

die Anzahl der ArcEGMO-Zellen und die Anzahl der Flusszellen als Argumente und baut die Datenstrukturen für die Grundwasserneubildung, den Grundwasserstand, den Flusswasserstand und die Flusszu- und -abflüsse auf. Mit der Methode `setIDs` werden die Bezeichner für die ArcEGMO-Zellen als Attribute der Instanz gesetzt und es werden Initialisierungsrechnungen von MODFLOW durchgeführt. Dies erfolgt indem das Attribut `mf` (siehe `self.mf` in Methode `setIDs` in Listing 1) mit einer Instanz der Klasse `ModflowRunner` belegt wird. diese Klasse kapselt MODFLOW ein. Mit ihr kann die Berechnung in MODFLOW objektorientiert gesteuert werden. Die Methode `exchange` wird bei jedem Austauschzeitschritt gerufen. Sie ruft ihrerseits die Methode `nextRun` der Klasse `ModflowRunner`, die aus dem Modul `mf2000exe.py` stammt. in diesem Modul wird das starten von MODFLOW mit verschiedenen Optionen, die als Kommandozeilenargumente übergeben werden geregelt.

Da beim Lösen des Gleichungssystems Fehler, wie das Nichterreichen der Konvergenz auftreten können, werden diese in diesem Modul abgefangen und entsprechende Aktionen, wie der Abbruch des Programms eingeleitet. Dies geschieht durch Auswertung der Rückgabewerte des Prozesses in dem MODFLOW gestartet wird und durch das Parsen und verarbeiten der Ausgabedatei von MODFLOW (\*.lst), die die relevanten Angaben über erfolgreichen Beendigung des Programmlaufes enthält.

Die zu übergebenden Daten werden in die für den Datenaustausch verwendete netCDF-Datei geschrieben bzw. daraus gelesen. Der Zeitschritt, der von `Arc_EGMO` vorgegeben wird, wird in die Diskretisierungsdatei vom MODFLOW (\*.dis) geschrieben. Damit kann der Zeitkritisierung frei und variabel gewählt werden, eventuelle Konvergenzprobleme in MODFLOW können damit bis zu einem gewissen Grade vermieden werden.

## ***CORRAM***

Das entstandene Modell wurde CORRAM (**C**oupled **R**ainfall **R**unoff **A**quifer **M**odel) genannt. Aus programmtechnischer Sicht kann gesagt werden, dass die Kopplung laufzeiteffizient erfolgt. Die für den Datenaustausch zusätzlich verwendete Zeit ist gegenüber dem Zeitaufwand für die numerischen Berechnungen sehr gering. Beide Ursprungsmodelle können durch Setzen eines Schalters weiterhin selbständig betrieben werden. Dies ist sowohl für die separate Weiterentwicklung der Modelle als auch für die Testung von Kopplungseffekten vorteilhaft da beide Modelle mit den gleichen Datensätzen zuerst separat und dann gekoppelt betrieben werden können. Der Einsatz und die Kombination unterschiedlicher Programmiersprachen hat sich bewährt. ArcEGMO, das in C geschrieben ist wird weiterhin in dieser Sprache entwickelt. Das Gleiche gilt für MODFLOW mit der Programmiersprache FORTRAN. Die Vorteile von Python wurden für alle anderen Aufgaben genutzt. Die Integration dieser drei Sprachen warf zu Beginn zusätzliche softwaretechnische Probleme auf. Nachdem diese gelöst werden konnten, wurden die Vorteile gegenüber der Portierung einer der Programme in die andere Programmiersprache sehr deutlich.

## Listing 1 gw.py

```
import Numeric.Numeric as Numeric
import sys
import mf2000.mf2000exe as mf2000exe
import mf2000.configuration as configuration
import os
import mf2000.output as output

class Modflow:
    def __init__(self):
        config = configuration.Config()
        config.readPaths()
        self.projectPath = config.projectPath
        self.projectName = config.projectName
        self.mfExe = config.mfExe
        self.netcdfFile = config.netcdfFile
        self.debug = 1

    def initExchange(self, nAll, nRiver):
        """Creation of empty arrays because
        the cannot be created in C. PyArray_FromDims
        does not work.
        """
        try:
            print 'Modflow gestartet'
            self.counter = 0
            rangeAll = range(1,nAll+1)
            rangeRiver = range(1, nRiver+1)
            self.recharge = Numeric.array(rangeAll, Numeric.Float)
            self.gwLevel = Numeric.array(rangeAll, Numeric.Float)
            self.riverQ = Numeric.array(rangeRiver, Numeric.Float)
            self.riverLevel = Numeric.array(rangeRiver, Numeric.Float)
            self.IDs = Numeric.array(rangeAll, Numeric.Int)
            self.riverIDs = Numeric.array(rangeRiver, Numeric.Int)
            return self.recharge, self.gwLevel, self.riverQ, self.riverLevel, self.IDs, self.riverIDs
        except:
            self.toRaise()
            raise

    def setIDs(self, IDs, riverIDs):
        print 'setting IDs'
        ids = {}
        try:
            self.IDs = IDs
            print 'IDs set'
            self.riverIDs = riverIDs
            self.mf = mf2000exe.ModflowRunner(self.projectPath,
                                             self.projectName,
                                             self.mfExe,
                                             self.netcdfFile)

            self.mf.initRun()
            gwLevel, riverQ = self.mf.firstRun(self.IDs, self.riverIDs)
            if self.debug:
                self.debugOutput = output.DebugOutput(self.projectPath, self.IDs, self.riverIDs)
        except:
            self.toRaise()
            raise

    def exchange(self, recharge, riverLevel, timeStep):
        try:
            self.counter += 1
            print 'MODFLOW-Aufruf Nr. %d mit Zeitschritt von %d Sekunden' %(self.counter, timeStep)
            self.recharge = recharge
            self.riverLevel = riverLevel
            self.timeStep = timeStep
            gwLevel, riverQ = self.mf.nextRun(recharge, riverLevel, timeStep)
            if self.debug:
                self.debugOutput.writeDebugOutput(recharge, riverLevel, gwLevel, riverQ, self.counter)
            return gwLevel, riverQ
        except:
            self.toRaise()
            raise

    def toRaise(self):
        cl, inst, tb = sys.exc_info()
        while tb!= None:
            f = tb.tb_frame
            c = f.f_code
            errorData = open(c.co_filename).readlines()
            print 'Traceback (most recent call last):'
            print ' File:', c.co_filename, ' line', tb.tb_lineno, 'in', c.co_name
            print '', errorData[tb.tb_lineno-1],
            errorName = str(cl)[11:]
            print '%s:' %errorName, inst
            tb = tb.tb_next
```

## 5.2.5 Ertragsmodellierung mit dem Modellsystem SWIM

Zur Ermittlung der Eingangsparmeter für die betriebswirtschaftliche Wirkungsanalyse wurden mit dem Programmsystem SWIM (KRYSANOVA et a., 1998) für das Einzugsgebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben (Raum I) Ertragsberechnungen durchgeführt. Die Modellierung erfolgte beim Projektpartner PIK und sind im Folgenden beschrieben.

### 5.2.5.1 Grundlagen

Das Programmsystem SWIM ist ein zeitlich kontinuierlich arbeitendes, räumlich gegliedertes Einzugsgebietsmodell für die regionale Skala. Die Flächenuntergliederung erfolgt in drei Ebenen (der in ihren geographischen Eigenschaften homogenen Hydrotopeebene, der aus den Hydrotopen zusammengesetzten Teileinzugsgebietsebene und der alles integrierenden Einzugsgebietsebene). Die unterste Ebene, die Hydrotopeebene, entsteht aus der Verschneidung verschiedener räumlicher Informationen (digitales Geländemodell, Teileinzugsgebiete, Bodenkarte, Landnutzung, Grundwasserflurabstand etc.). Sie spiegelt die in der Landschaft (oder den Daten) vorhandene Heterogenität flächenscharf wider. Die auf der Hydrotopeebene errechneten vertikalen und lateralen Wasser- und Stoffflüsse werden auf der Teileinzugsgebietsebene aggregiert und durch das Flusssystem zum Gebietsauslass des Einzugsgebietes weiterverschoben. Das hydrologische Modul in SWIM (Abbildung 51) umfasst vier Teilsysteme: die Bodenoberfläche, die Wurzelzone, den oberen und den unteren Grundwasserleiter und das Wasser im Vorfluter.

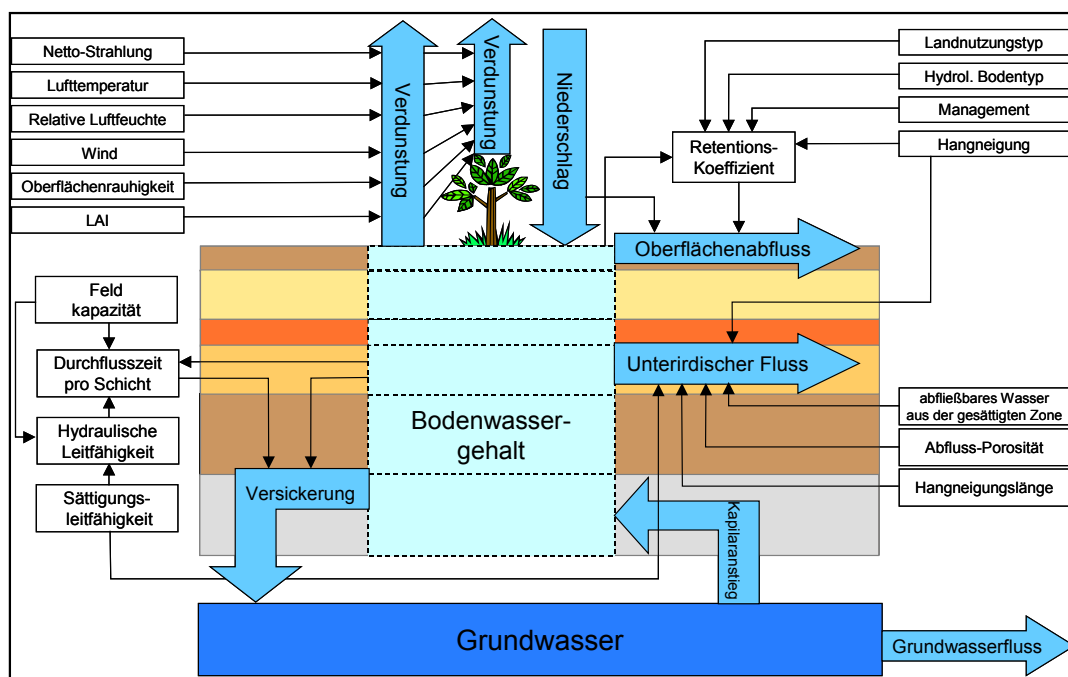
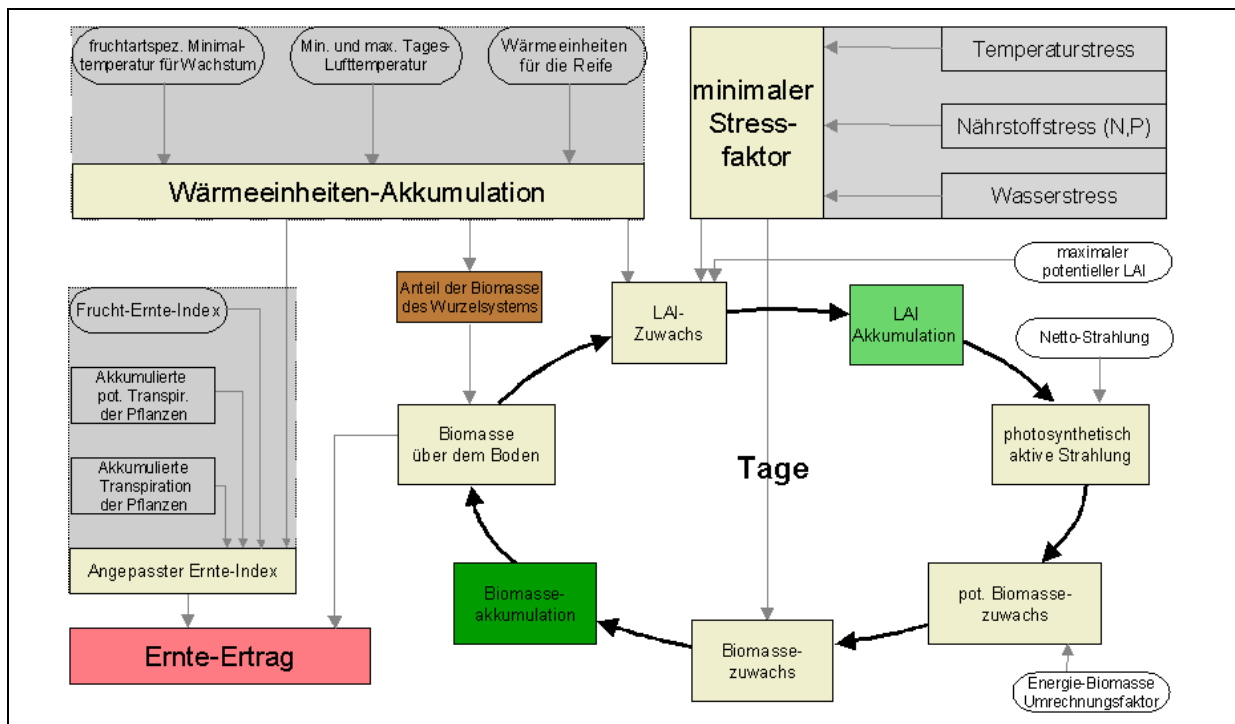


Abbildung 51: Schematische Darstellung der Abbildung des Wasserkreislaufes im Modellsystem SWIM



**Abbildung 52: Schematische Darstellung des EPIC Vegetationsmoduls im Modellsystem SWIM**

Das Pflanzenwachstum wird auf der Basis eines vereinfachten EPIC-Ansatzes (Abbildung 52) berechnet (WILLIAMS et al., 1984).

Dabei wird eine spezielle, für die Region parametrisierte landwirtschaftliche Datenbasis benutzt, mit deren Hilfe verschiedene Kulturarten (Weizen, Gerste, Mais, Kartoffeln, Raps usw.) sowie auch natürliche Vegetationsbestände (Wald, Grasland) dynamisch - auf Tagesbasis - modelliert werden können. SWIM berechnet die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen (z.B. Kulturart, Bodenbearbeitungstechnologie) auf Evapotranspiration, Abfluss und Grundwasserneubildung sowie Nährstoffsalden und Nährstoffeinträge in die Gewässer (KRYSANOVA et al., 1998).

### 5.2.5.2 Vorgehensweise und Ergebnisse

Die Ertragssimulationen für das Unstrutgebiet wurden mit SWIM für die Referenzperiode 1996-1999 und die Szenarienperiode 2046-2055 durchgeführt. Als Klimaszenario wurden die letzten 10 Jahre der Realisierung 32 des von Gerstengarbe & Werner im Rahmen von GLOWA-Elbe entwickelten STAR-Szenarios genutzt. Die Simulationen für die Referenzperiode und das Klimaszenario waren Bestandteil der elbweiten Simulationen der GLOWA-Elbe Projektgruppe Krysanova & Wechsung. Simulationen wurden für die Fruchtarten Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Kartoffeln und Silomais durchgeführt. Die Fruchtarten wurden separat simuliert. Erträge wurden für die gesamte Ackerfläche bestimmt und dann über diese gemittelt. Der Vergleich der mittleren simulierten mit den mittleren erhobenen Erträgen der Referenzperiode ergab Korrelationen

zwischen -0.3 und +0.85. Die Korrelationen waren negativ für Kartoffeln, betrug 0.26 und 0.47 bei Winterroggen und Mais, und waren relativ hoch bei Winterweizen, Wintergerste und Sommergerste (0.57, 0.75, 0.85). Die Korrelationen wurden um so schlechter je geringer der Anbauanteil der Fruchtarten an der Gesamtfläche war. Man muss deshalb davon ausgehen, dass bei Fruchtarten wie Kartoffeln und Roggen, eine mittlere Standortqualität (Klima, Boden) zugrunde gelegt wurde, die nicht repräsentativ für den tatsächlichen Anbau war, was die schlechten Korrelationen bei diesen Kulturen erklärt. Die relativ hohen Korrelationen bei den regional prägenden Getreiden werden als Indiz für die generelle Validität des Modells interpretiert. Auf eine Nachkalibrierung des Modells wurde deshalb verzichtet. Die Ertragseffekte des Klimaszenarios ergaben sich für die simulierten Kulturen aus den relativen Änderungen der mittleren simulierten Kreiserträge des Szenarienzeitraumes gegenüber den simulierten Erträgen des Referenzzeitraumes. Die relativen Ertragsänderungen sind als Änderungen bei der Ausschöpfung des regionalen Ertragspotentials und nicht als Änderungen des gegenwärtigen Ertragsniveaus zu interpretieren. Letzteres wäre nur zulässig, wenn man von einem unveränderten regionalen Ertragspotential ausgeht. Das Ertragspotential wird bestimmt durch die mittlere Bodenqualität der Region. Für alle nicht simulierten Kulturen wurden relative Änderungen in der Ausschöpfung des regionalen Ertragspotentials über Analogieschluss abgeleitet. Alle Ergebnisse beziehen sich auf die gegenwärtige agronomische Praxis. Mögliche technologische Anpassungen z.B. durch Verschiebung der Aussattermine wurden nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse der Simulation und Schätzungen sind zusammenfassend in Tabelle 24 aufgeführt.

Tabelle 24: Simulierte und geschätzte relative Änderungen in % bei der Ausschöpfung des regionalen Ertragspotentials in den Landkreisen des Unstrutgebietes für die Kulturen

Landkreis	Simuliert							Schätzung						
	Fruchtart:	WW	WR	WG	SG	KAR	MAIS	TRIT	SW	WAR	LEG	GRA	BN	SBL
Erfurt	-23	-20	-19	-16	-8	-7	-22	-16	-20	-14	-14	-14	-7	-8
Nordhausen	-8	-14	-4	-5	5	11	-11	-5	-14	-3	-4	-3	8	5
Unstrut-Hainich-Kreis	-17	-18	-11	-9	2	3	-17	-9	-18	-8	-8	-8	2	2
Kyffhäuserkreis	-15	-17	-11	-9	2	6	-16	-9	-17	-7	-8	-7	4	2
Gotha	-12	-16	-4	-8	7	7	-14	-8	-16	-5	-5	-5	7	7
Sömmerda	-23	-21	-21	-14	-5	-5	-22	-14	-21	-13	-13	-13	-5	-5
Ilm-Kreis	-9	-12	3	-10	2	6	-11	-10	-12	-4	-5	-4	4	2
Weimar-Land	-23	-20	-22	-16	-10	-8	-22	-16	-20	-14	-15	-14	-9	-10

Winterweizen (WW), Winterroggen (WR), Wintergerste (WG), Sommergerste (SG), Kartoffeln (KAR), Mais (MAIS), Triticale (TRIT), Sommerweizen (SW), Winterweizen (WAR), Leguminosen (LEG), Grass (GRA), Ackerbohne (BN), Sonnenblumen (SBL) und Zuckerrüben (ZR)

## 5.3 Simulation der Gewässergüte mit MONERIS

### 5.3.1 Modellgrundlagen

MONERIS ist ein auf Excel basierendes Bilanzmodell für den Eintrag von Stickstoff und Phosphor aus unterschiedlichen Quellen in Gewässereinzugsgebiete ab einer Fläche von 150 km<sup>2</sup>. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin wurde MONERIS im kleinmaßstäbigen Bereich (Einzugsgebiete bis 15 km<sup>2</sup>) für das Einzugsgebiet der Unstrut angewandt. Die Ergebnisse von MONERIS sollen im Rahmen von GLOWA-Elbe mit den Ergebnissen des verteilten ökohydrologischen Einzugsgebietsmodells SWIM verglichen werden, welches ebenfalls für dieses Untersuchungsgebiet angewendet wurde.

Die Nährstoffbilanzierung wurde mit unterschiedlichen Datengrundlagen modelliert und die Ergebnisse miteinander verglichen. Die Input-Daten von MONERIS wurden für eine kleinmaßstäbliche Datenbasis validiert und danach im Gebiet der Unstrut durch eine Datenbasis in größerem Maßstab ergänzt.

#### *Die Berechnung des Nährstoffeintrags*

Der Nährstoffeintrag über das Grundwasser wird als Produkt aus dem Grundwasserabfluß (inclusive Interflow) und der Grundwasserkonzentration berechnet. Dazu wird aus dem Jahresniederschlag, der Verdunstung und dem Oberflächenabfluss die Sickerwasserhöhe bestimmt:

$$SW=N-V-q_{AO} \quad (\text{mit } V_{\max} < 600 \text{ bzw. } V_{\max} < 0,95*N).$$

Die **Phosphorkonzentration** wird als erstes anteilig an gewichteten Bodentypen (Sand, Lehm, Nieder- und Hochmoor) für die landwirtschaftlich genutzten Flächen errechnet. Im zweiten Schritt wird die mittlere Phosphor-Konzentration als flächengewichtetes Mittel aus landwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzter Fläche ermittelt [ $C_{GWP} = (\text{GW-Konzentration für landwirtschaftliche Nutzflächen} * \text{Fläche der landwirtschaftlichen Nutzflächen}) + (\text{GW-Konzentration für Wald \& Offenflächen} * \text{Fläche der Wald \& Offenflächen}) / (\text{Summe der landwirtschaftlichen sowie der Wald\&Offenflächen})$ ].

Im Falle von anaeroben Grundwasser bestehen größere Unterschiede zwischen anorganisch gelöstem (SRP) und Gesamtphosphor. Allerdings werden in den meisten Messprogrammen nur die SRP-Konzentration gemessen. So wird von anaerobem Grundwasser ausgegangen, wenn die Stickstoffkonzentration im Grundwasser kleiner als 15% der Konzentration des Sickerwassers ist. Ist dies der Fall wird für die Gesamtphosphor-Konzentrationen der zweieinhalbfache Wert der SRP-Konzentration angenommen (vgl. BEHRENDT, 1999, S.118).

Die **Nitratkonzentration** im Sickerwasser für nicht dränierte Flächen wurde aus regionaldifferenzierten N-Überschüssen der Landwirtschaft, eines abgeleiteten Korrekturfaktors für die Langzeitveränderung (nach BACH & FREY) sowie der

atmosphärischen Deposition berechnet (vgl. BEHRENDT 1999, S. 125). Als erstes wurde der N-Überschuss berechnet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Nettomineralisation und Nettoimmobilisation vernachlässigbar klein ist und die Denitrifikation in der Wurzelzone unberücksichtigt bleibt. Durch den Zusammenhang der Nitratkonzentration von Grund- und Sickerwasser wurde der Nitratgehalt im Grundwasser wie folgt berechnet :

$$C_{gw} = 1 / (1 + R_{gwNO_3-N}) * C_{sw_{pot}}^A,$$

wobei A ein Modelkoeffizient ist und  $R_{gwNO_3-N}$  der Rückhalt bzw. die Denitrifikation von Nitrat in der ungesättigter Zone / im GW darstellt. Für  $R_{gwNO_3-N}$  wurde angenommen, dass es eine Funktion der Sickerwasserhöhe ist (vgl. BEHRENDT, 1999, S.129).

Die Konzentration des Nährstoffeintrags durch das GW wird durch das Produkt des Grundwasserabflusses (Differenz aus Gesamtabfluß minus der anderen Abflusskomponenten) und der Nährstoffkonzentration im Grundwasser berechnet. Für die Abflusshöhen der Zwischengebiete ohne Pegel werden evtl. negative Werte kalkuliert, welche dann manuell korrigiert werden müssen.

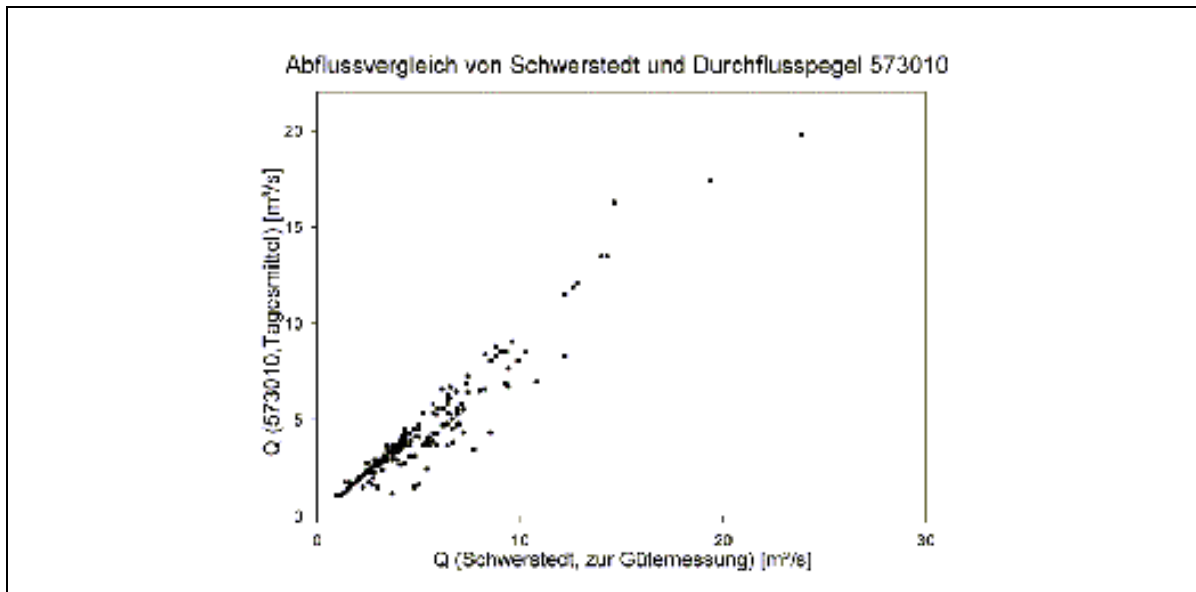
Zur Retention sei angemerkt, dass hier sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor der hydraulische Ansatz [Abfluss/Gewässerfläche] statt des spezifischen Quotienten [Abfluss/Einflußgebietsgröße] verwendet wurde.

### ***Analyse der Messdaten und Punktquellen***

Die Recherche und Analyse vorhandener Messdaten zur Gewässerqualität und den Einleitungen aus kommunalen Klärwerken erfolgte in enger Zusammenarbeit mit den zuständigen Bearbeitern am Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Frau Martin und Herrn Kaufmann. Insgesamt liegen im Einzugsbereich der Unstrut die Messdaten von 7 Qualitätspegeln vor (Tabelle 25).

Ein wesentlicher Aspekt der Auswertung von Inhaltsstoffmessungen in den Oberflächengewässern ist die Herstellung des Bezuges zu den bei der Messung herrschenden Durchflussverhältnissen. Für die Qualitäts-Messungen in Wasserthaleben (Helbe) und Hachelbich (Wipper) liegen tägliche Durchflussmessungen an den benachbarten Durchflusspegeln vor. Dem Qualitäts-Pegel Oldisleben kann ein 700m flussaufwärts liegender Durchflusspegel zugeordnet werden. Bei den Pegeln Gera-Gebesee/Mündung und Bollstedt (Unstrut) müsste der Abfluss aus 2 benachbarten Pegeln relativ gut zu ermitteln sein. Beim Pegel Möbiusburg liegt ein Durchfluss-Pegel 400m weiter flussabwärts, allerdings münden zwischen diesen beiden Punkten 2 Bäche in die Gera, was die Berechnung erschwert. Die Abbildung 53 zeigt die Korrelation zwischen den Abflüssen am Durchflusspegel Station 573010 mit den Abflüssen der Qualitätsmessungen in Schwerstedt. Die Abweichungen ergeben sich daraus, dass der Durchflusspegel Station 573010 ca. 18 km oberhalb der Messstelle Schwerstedt liegt. Bei den Durchflussmessungen an den Qualitätspegeln handelt es sich um Momentanwerte; an den Q-Pegeln werden jedoch Tagesmittelwerte bestimmt.





**Abbildung 53: Vergleich der Abflussmessungen für die Stationen Schwerstedt**

### ***Zuordnung punktueller Nährstoffeinträge aus Klärwerken***

Als Punktquellen kommen im Untersuchungsgebiet insbesondere Einleitungen aus kommunalen Klärwerken in Betracht. Industrielle Einleitungen spielen nur eine untergeordnete Rolle. Eine Übersicht über die Klärwerke mit Angaben zu Größe, Einwohnergleichwert, Auslastung, Inbetriebnahme usw. gibt nähere Auskunft über den punktuellen Eintrag von Nährstoffen in das Gewässersystem (Tabelle 26). Durch Zuordnung der Klärwerke zu den einzelnen Qualitätspegeln kann ein gewisse räumlich differenzierte Abschätzung des Verhältnisses zwischen Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen erfolgen (Tabelle 25).

Tabelle 25: Qualitätspegel im Einzugsgebiet mit den zugeordneten Klärwerken

Pegel	Fluss	Einzugs- gebiet [km <sup>2</sup> ]	Beobachtungs- zeit (digital)	Indikatoren			Klär- werke im EZG <sup>1)</sup>
				Q	NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	
Bollstedt	Unstrut	347,0	1981-2000	81-93	81-95, 99-00	81-95, 98-00	1-4
Schwerstedt	Unstrut	2137,4	1981-2000	81-92	81-95, 99-00	81-95, 99-00	1-8
Möbiusburg	Gera	901,9	1981-1996	81-83, 85-90 92, 96	+	+	9-23
Mündung-Gera	Gera	1083,8	1981-2000	81-88, 92	81-99	+	9-28
Wasserthaleben	Helbe	381,4	1981-2000	1981-92	81-95, 99-00	81-95, 98-00	29-31
Hachelbich	Wipper	501,3	1981-1996	81-92	+	+	32-38

<sup>1)</sup> Nummer entsprechend ID-Nr. in Tabelle 26

Tabelle 26: Kurzcharakteristik der kommunalen Klärwerken im Untersuchungsgebiet

ID-Nr.	Pegels Bollstedt	N <sub>kg_a</sub>	P <sub>kg_a</sub>	EW	Kapazität
1	Eigenrode	/	/	360	460
2	Großmehlra	9	9	1373	1373
3	Horsmar	7976	1376	9475	8000
4	Mühlhausen	146400	5075	57800	60000
	Summe (N-Klärer)	154385	6460	68648	69373

ID-Nr.	Pegel Schwerstedt (ab Bollstedt)	N <sub>kg_a</sub>	P <sub>kg_a</sub>	EW	Kapazität
5	Herbsleben	170	96	2371	4800
6	Bad Langensalza	5432	667	28400	25000
7	Großengottern	10651	812	10288	15000
8	Niederdorla	2693	238	4864	4950
	Summe	18946	1813	45923	49750

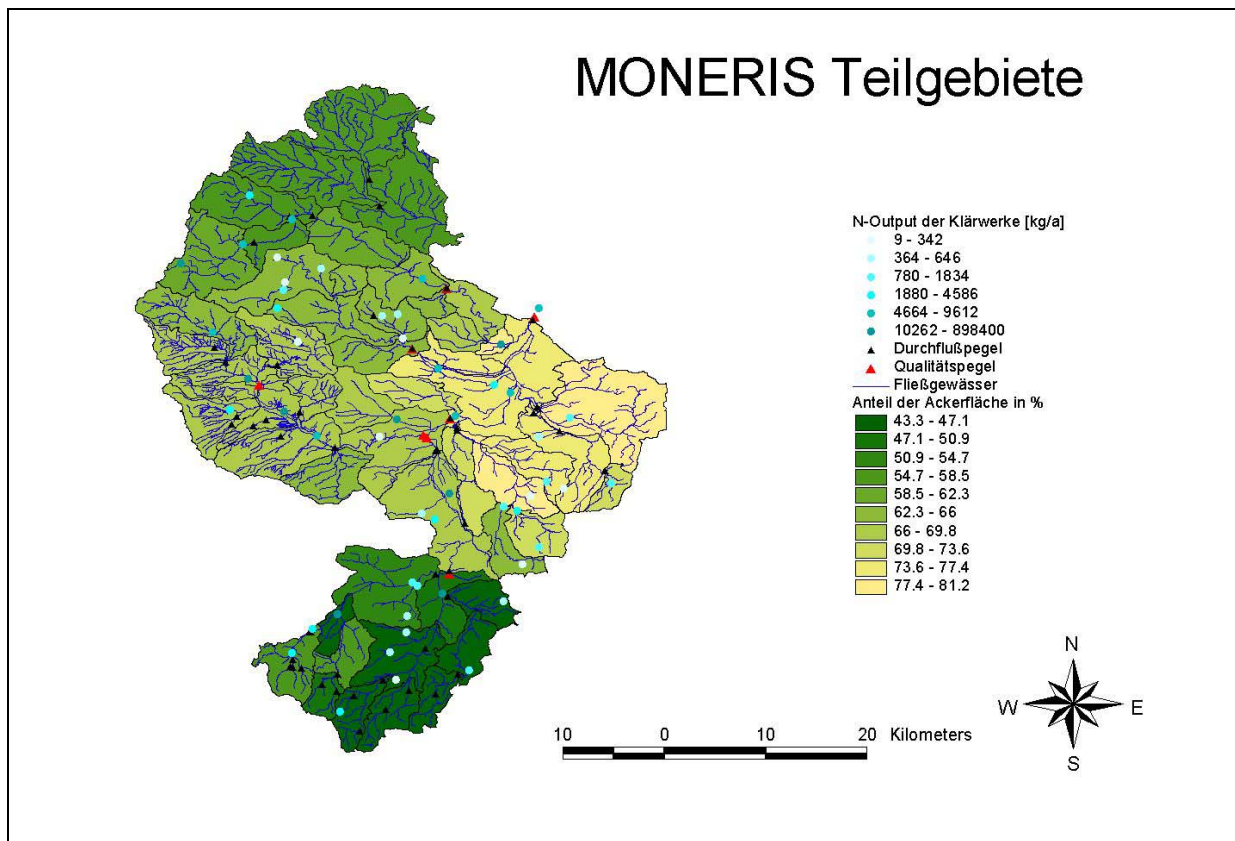
  

ID-Nr.	Pegel Möbiusburg	N <sub>kg_a</sub>	P <sub>kg_a</sub>	EW	Kapazität
9	Neusiß			290	600
10	Geraberg			150	150
11	Wechmar-Güntersleben			1200	1400
12	Luisenthal			1650	1500

ID-Nr.	Pegels Bollstedt	N_kg_a	P_kg_a	EW	Kapazität
13	Gossel	646	/	500	600
14	Ohrdruf	11570	3448	9671	27000
15	Apfelstädt	1800	312	1770	2000
16	Georgenthal	3580	416	1534	1200
17	Tambach	3992	948	3467	8000
18	Arnstadt	15105	2746	69208	80000
19	Bittstädt	516	88	500	500
20	Oberhof	2116	294	3872	4500
21	Rippersroda	105	31	120	150
22	Niederwilling	1540	360	1071	1600
23	Elleben	372	72	500	700
	Summe (N-Klärer)	41342	8715	92213	126250
ID-Nr.	Pegel Gera-Mündung (ab Möbiusburg )	N_kg_a	P_kg_a	EW	Kapazität
24	Walschleben			375	400
25	Stotternheim			130	130
26	Alach-Schaderode	559	60	144	270
27	Erfurt	898400	12443	384000	375000
28	Alach-Salomonsborn	2300	263	1188	1000
	Summe ( N-Klärer )	901259	12766	385332	376270
ID-Nr.	Pegel Wasserthaleben	N_kg_a	P_kg_a	EW	Kapazität
29	Oberspier	573	47	580	600
30	HoheNebra	364	40	574	700
31	Otterstedt	147	4	213	300
	Summe	1084	91	1367	1600
ID-Nr.	Pegel Hachelbich	N_kg_a	P_kg_a	EW	Kapazität
32	Reifenstein	/	/	310	1000
33	Steinrode	/	/	290	290
34	Bernterrode	6992	1793	15601	15000
35	Sondershausen	7547	1006	27880	30000
36	Leinefelde	11505	456	16827	20000
37	Großbodungen	4232	542	3944	5000
38	Bleicherode	4664	2075	18879	30000
	Summe (N-Fracht)	27948	4079	83131	100000

### Das Einzugsgebiet

Die Ausgangsgrundlage im Gebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben waren 723 Teileinzugsgebiete. Diese wurden zu 50 Gebieten von 15 bis 250 km<sup>2</sup> zusammengefasst. Hinzu kamen noch drei getrennt betrachtete Gebiete der Helme die nach dem Pegel Oldisleben in die Unstrut münden (Abbildung 54)



**Abbildung 54: Gliederung des Untersuchungsgebietes für die Simulation mit MONERIS, berücksichtigte Messstellen und Nährstoff-Punktquellen**

In der MONERIS-Eingangsdatei basicinfo.xls gibt es 11 Worksheets (WS), die in CLAUSING (2003) näher beschrieben werden und in Tabelle 27 zusammengefasst sind.

Tabelle 27: Dateninput von MONERIS - Unterteilung der Eingangsdatei „basicinfo.xls“

Nr.	Worksheet	Bedeutung
1	generals	LAWA & Gebietsgröße
2	run off & river load	Abfluß & Stoffladung
3	statistic of municipals	Einwohner & Ackeranteil
4	landuse	Landnutzung

Nr.	Worksheet	Bedeutung
5	soil	Bodenzusammensetzung & Erosion
6	tile drainage	Entwässerte gebiete
7	geology	geolog. Unterteilung
8	slope	Hangneigung
9	precipitation & atmospheric dep.	Klima & Deposition
10	surplus	N & P Überschuß
11	urban systems	Klärwerksangaben

Für die Unstrut-Region konnten z.T. höher aufgelöste Daten als im Original-Datensatz von MONERIS verwendet werden. Eine Gegenüberstellung der Datengrundlage gibt Tabelle 28.

Tabelle 28: Auflistung und Gegenüberstellung der genutzten Datenbasis für die MONERIS-Validierung im Untersuchungsgebiet

	Original-Datenbasis: MONERIS	Höher aufgelöste Datenbasis
Topographie (Slope)	Europamodell des U.S.G.S. 1 km x 1 km GRID	DHM20 (TLUG) 1:20.000
Böden (Anteile und Tongehalt)	MMK	BÜK100 (TLUG) 1:100.000 mit Leitbodenprofil
Landnutzung	CORINE3 100 - Landnutzung Deutschland	CIR-Biotop- und Nutzungstypenklassifizierung 1:10.000
stat. Angaben zu Bevölk. & Landwirtschaft	2001 von <a href="http://www.tls.de">www.tls.de</a>	
Geologie	RIVM-Institut (NL) NIPH&E 1:10 Mill	(Lithofaciesklassifizierung Thüringen)
Stickstoffdeposition	Schwedische EMEP von 1996	
Tile drainage	Errechnet mittels MMK	Errechnet mittels BÜK
Niederschlag & Verdunstung		1990-96 mit ArcEgmo
N-Surplus	Verschneidung mit Surplus-Karte nach BACH&FREY	Mittel 10 oder 91 [kg N/ha(LN)*a]

### 5.3.2 Berechnungsergebnisse – Status-quo-Analyse

In der Ergebnisdatei „moneris.xls“ werden zum einen die Eintragswege der unterschiedlichen Pfade ausgegeben, die wahlweise auch auf Teilgebiete oder Bundesländer bezogen werden können. Außerdem werden die DIN-, TN- und TP-Frachten numerisch und graphisch dargestellt und die gemessene mit der berechneten Fracht verglichen. Im Nachfolgenden sind auszugsweise Ergebnisse für das Einzugsgebiet bis Pegel Oldisleben zusammengefasst (Tabelle 29).

Tabelle 29: Ergebnisse der MONERIS-Simulation für Pegel Oldisleben für das Jahr 1995

Eintragswege und prozentuale Anteile 95 (große Teilgebiete)	Stickstoff		Phosphor	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
	atmospheric deposition	57	0,7	1
Tile drainage	915	10,7	3	0,6
Groundwater	4900	57,3	17	3,6
overland flow	96	1,1	39	8,2
Erosion	365	4,3	243	51
WWTP	1345	15,7	65	13,7
urban systems (total)	875	10,2	108	22,7
total emissions	8553	100	476	100

Die Ergebnisse zeigen, dass der Stickstoff zu 57% über den Grundwasserpfad und Phosphor zu 59 % über Erosion und overland-flow eingetragen werden. Der grundwasserbürtige Anteil für Stickstoff liegt damit in der Größenordnung, die SOMMER (2000) für einen Unstrut-Abschnitt zwischen Bollstedt und Thamsbrück errechnet hat, wo ca. 47% des Nitratedeutrages über den Grundwasserpfad der Unstrut zugehen.

Nähere Bewertungen der Ergebnisse in Bezug auf die Datenbasis ist CLAUSING (2003) zu entnehmen.

Aus den Berechnungen für den Gesamt-Elberaum (BEHRENDT, 2004) sind die Ergebnisse für das Einzugsgebiet des Pegels Oldisleben in die Betrachtung der Szenarien Referenz, A1 und A1K eingegangen; diese werden in Kap. 6.2.2 (s. S. 134ff) beschrieben. Berechnungsgrundlage sind Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen nach den RAUMIS-Berechnungen für den gesamten deutschen Elberaum (GÖMANN, 2004).

## 6 Ergebnisse der Szenario-Untersuchungen

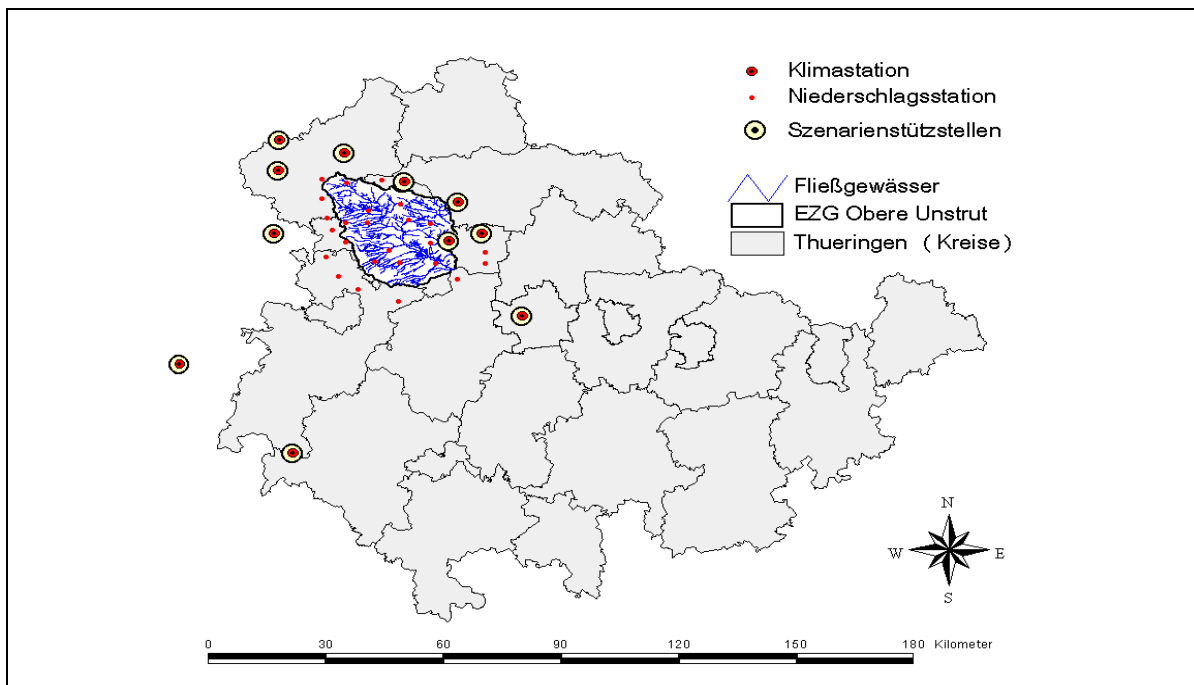
Die in den Kapiteln 4 und 5 beschriebenen Ergebnisse methodischer Arbeiten waren Voraussetzung für die einzugsgebietsbezogenen Modellierungen zum Wasser- und Stoffhaushalt im Untersuchungsraum 2 des Unstruteinzugsgebietes (Pegel Nängelstedt).

Die Ergebnisse der Berechnungen werden im folgenden Kapitel 6.1 beschrieben. Die Berechnungen erfolgten für das Referenzszenario und das Szenario A1 und beruhen auf den Landnutzungsszenarien, die in Kap. 4.4 beschrieben sind. Die Berechnungen für das Szenario B 2 konnten auf Grund der Mitarbeiterkapazität im PIK nicht durchgeführt werden.

### 6.1 Wasserhaushalt

#### 6.1.1 Referenzszenario

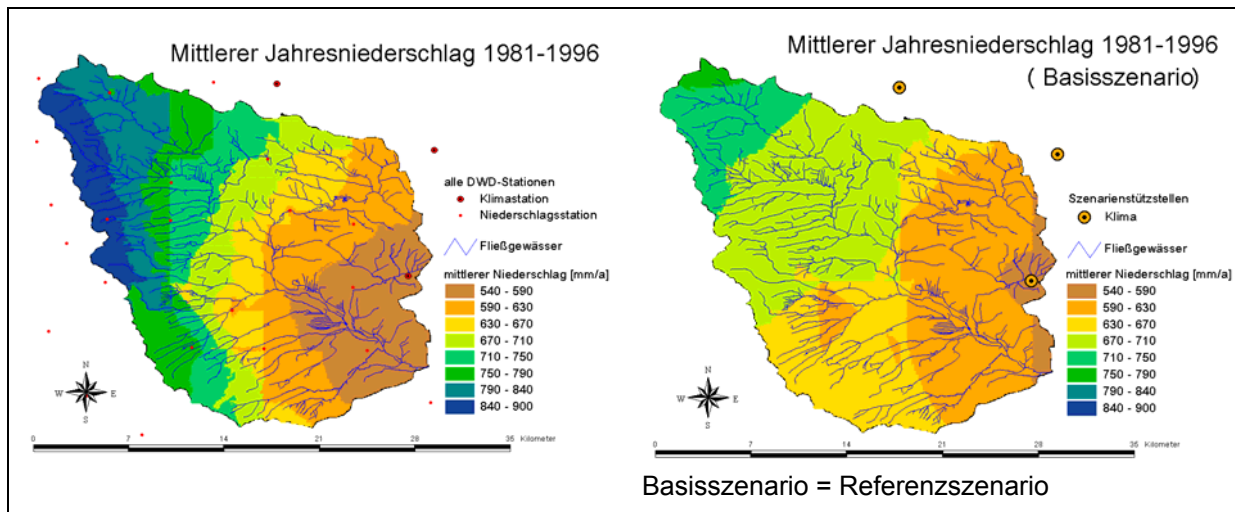
Aufbauend auf den im Kapitel 3.3 beschriebenen Untersuchungen zum Status-quo erfolgte mit ArcEGMO-PSCN die Simulation des Wasser- und Stickstoffhaushaltes des Einzugsgebietes der Oberen Unstrut (Pegel Nängelstedt) unter den Bedingungen des Referenzszenarios. Als Bewirtschaftung wurde die im Rahmen des BMBF-Projektes GLOWA Elbe für diese Region abgeleitete 40gliedrige Fruchtfolge unter AGENDA2000-Bedingungen (KLÖCKING et al., 2003) angenommen. Der Witterungsverlauf wird durch das am PIK entwickelte Klima-Referenzszenario beschrieben.



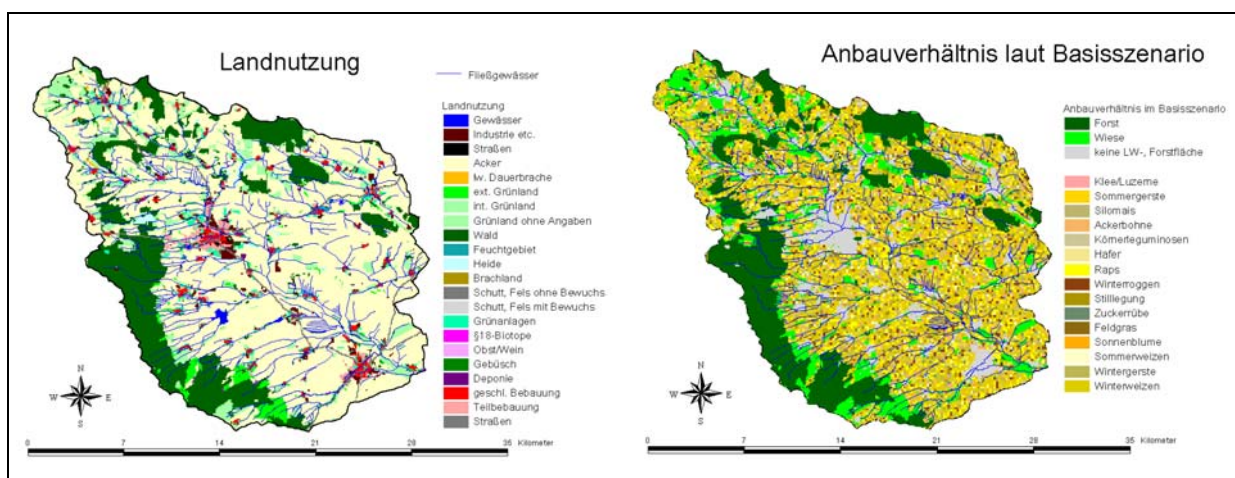
**Abbildung 55: Lage des Untersuchungsgebiets in Thüringen mit den für die Simulation herangezogenen Klimastationen**

In der Umgebung des Untersuchungsgebietes gibt es 11 Stützstellen, wobei nur eine einzige in diesem selbst liegt. Demzufolge müssen größere Abweichungen bei der

Simulation unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Modellierung auf der Basis aller Klimamesswerte des DWD insbesondere hinsichtlich der Niederschlagsverteilung in Kauf genommen werden, wie Abbildung 56 verdeutlicht.



**Abbildung 56: Vergleich der simulierten Niederschlagsverteilung bei Zugrundelegung aller verfügbaren Daten (linkes Bild) mit der auf der Basis des Referenzszenarios (rechtes Bild)**



**Abbildung 57: Landnutzung und landwirtschaftliches Anbauverhältnis im Untersuchungsgebiet**

Das Referenzszenario vermag nicht, die sehr heterogene Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet wiederzugeben. Das betrifft insbesondere die extrem trockene Situation im Südosten, als auch die überdurchschnittlich hohen Niederschläge im Quellgebiet der Unstrut, die beide von großem Einfluss auf den Gebietswasserhaushalt der Unstrut sind. Diese Einschränkung gilt auch für klimatische Zukunftsszenario aus dem PIK, die auf denselben Stützstellen beruhen, wie z.B. das hier benutzte A1-Szenario. Auf der Basis dieser Szenarien können keine zuverlässigen Aussagen zur Abflussdynamik,



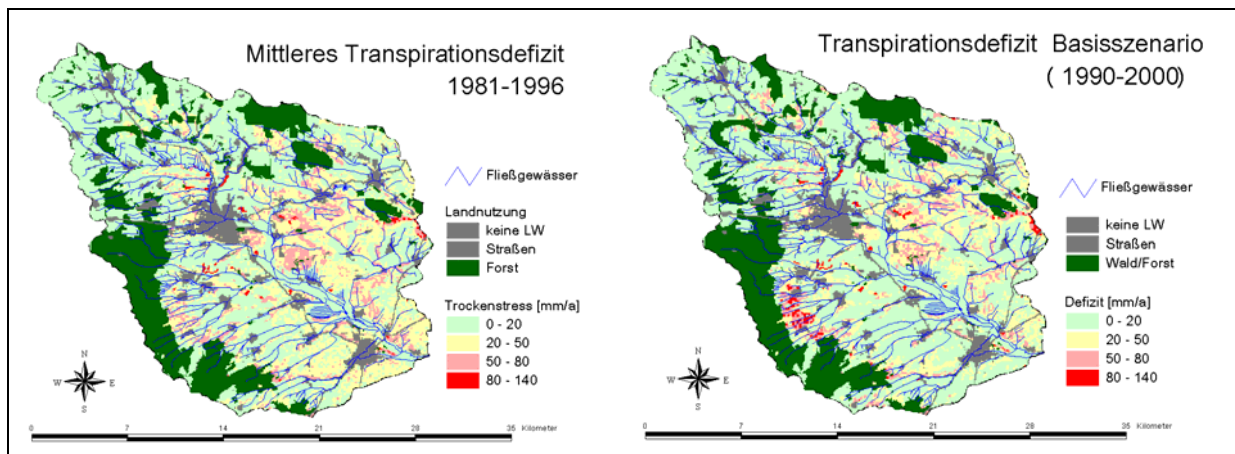
insbesondere hinsichtlich der Hochwasserdynamik im Einzugsgebiet der Oberen Unstrut gemacht werden. Auch die simulierten Zehrwirkungen der Auenbereiche werden wahrscheinlich deutlich unterschätzt.

Die Abbildung 57 zeigt das Anbauverhältnis für das Startjahr der Simulation, 1981, auf der Basis des TLL-Referenzszenarios (vgl. KLÖCKING et al., 2003).

In die Auswertung wurden folgende Wasser- und Stoffhaushaltskomponenten einbezogen:

- Oberflächenabflussbildung,
- Sickerwasserbildung aus der Bodenzone,
- Wasserdefizit bei der Ertragsbildung der Feldfrüchte,
- Stickstoffauswaschung aus der Bodenzone.

Im folgenden werden neben den Simulationsergebnissen auf Grundlage des Klima-Referenzszenarios (kurz: Basissimulation) auch die, bei Zugrundelegung aller verfügbaren Klimadaten des DWD erzielten (kurz: Referenzsimulation), vorgestellt. Bildlich ist vom Referenzszenario nur die letzte Dekade dargestellt, da diese die Grundlage zum Vergleich mit den Simulationen unter den Bedingungen des Globalisierungsszenarios A1 bilden. Die Aussagen zu den Unterschieden zwischen Referenzzustand und Referenzszenario beziehen sich jedoch auf die Periode 1981-1996, da nur hierfür Daten zum Referenzzustand vorliegen. Da die mittleren Jahressummen beim Referenzszenario für diese beiden Perioden nahezu identisch sind, wurde im weiteren auf eine getrennte Darstellung verzichtet.



**Abbildung 58: Mittleres jährliches Transpirationsdefizit (Wasserstress) für die Validierungsperiode und das Referenzszenario**

Auch wenn z.T. beachtliche Unterschiede in der Größenordnung des zu Ertragseinbußen landwirtschaftlicher Kulturen führenden Wasserstresses durch die Referenz- und die Basissimulation berechnet werden, so gibt es eine deutliche Übereinstimmung in der räumlichen Verteilung (Abbildung 58). Insbesondere die landwirtschaftlichen Gebiete am Fuße des Hainich als auch linkseitig der Unstrut im Südosten von Mühlhausen sind als Trockenstress-gefährdet einzustufen.

## 6.1.2 A1-Szenario

### *Gebietswasserhaushalt*

Für die Beschreibung der Witterung wurde die Realisierung SR54 des A1-Klimaszenarios 2001-2050 genutzt, das nach Aussage des PIK (Dr. Gerstengarbe) die wahrscheinlichste Entwicklung darstellt. Als Bewirtschaftung wurde die für diese Region abgeleitete 40gliedrige Fruchtfolge unter den Bedingungen des IPCC-Szenarios A1 (Globalisierung/Liberalisierung) entsprechend Tabelle 31 angenommen (s.a. Tabelle 15, S. 56).

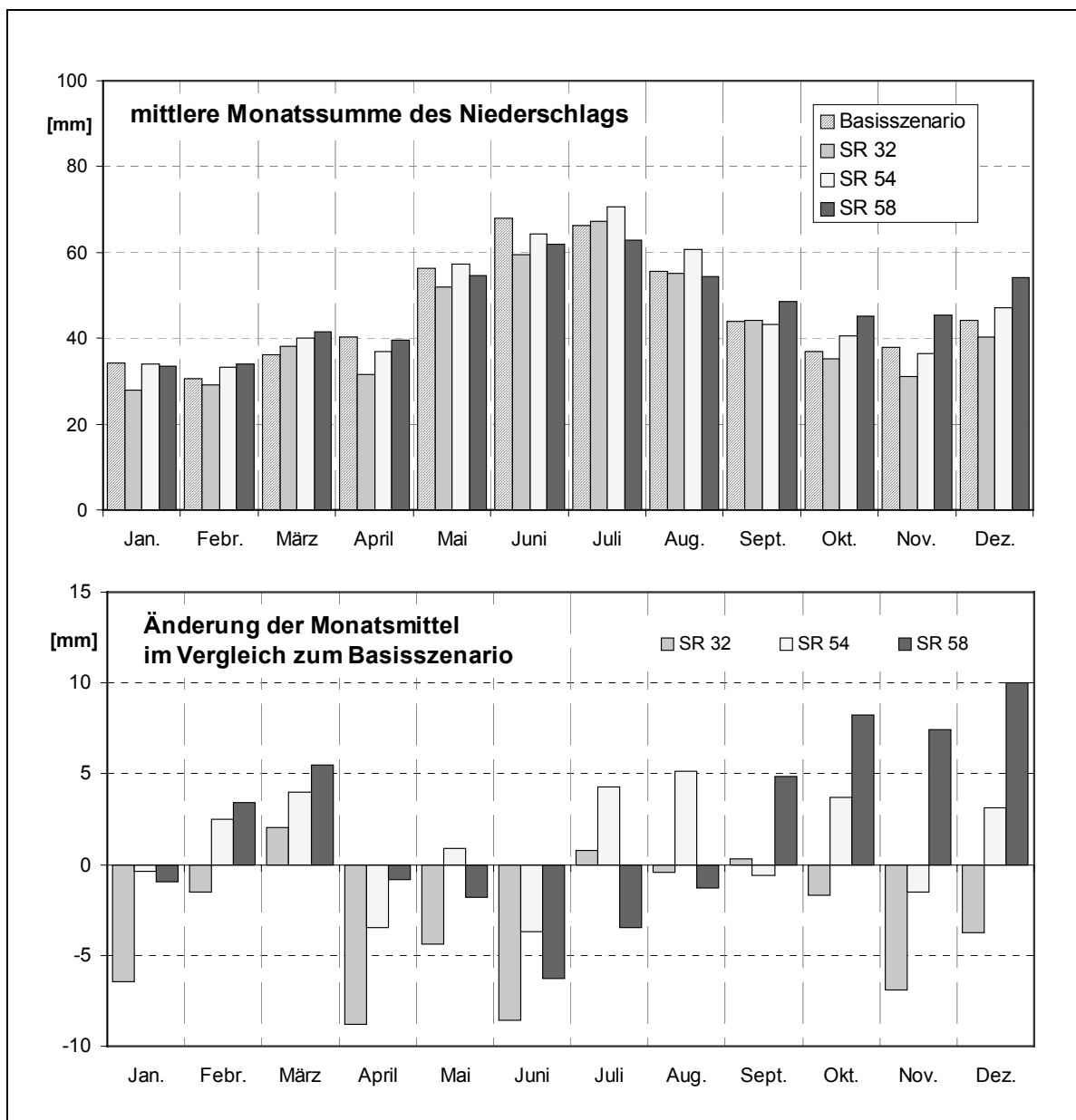
Zur Untersuchung der Auswirkung von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt ackerbaulich genutzter Flächen wurde das PSCN-Modul eingesetzt. Dieses wurde zuerst anhand der für 1996 bis 2002 vorliegenden Messreihen der Lysimeteranlage der TLL in Altengottern validiert. Sowohl für den grundwasserbeeinflussten Vegastandort in der Talaue, als auch für die grundwasserferne Tonmergelrendzina konnte bei Nutzung der Witterungsdaten der Niederschlagsstation Großwelsbach und der Klimastationen Kirchheilingen und Kirchengel eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Ertrags-, Bodenfeuchte- und Sickerwasserwerten erreicht werden. Im Anschluss daran wurden die Ergebnisse 50jähriger Langzeitsimulationen für einen tiefgründigen Lößstandort und einen Tonmergelrendzina-Standort auf der Basis der 1951-2000 beobachteten Witterung an der Klimastation Kirchheilingen (Basisszenario) mit denen dreier Realisierungen des Klimaszenarios 2001-2050 verglichen. Dabei sagen die Realisierungen SR32 und SR58 eine starke Ab- bzw. Zunahme des Niederschlages gegenüber dem Referenz-Zustand voraus, während SR54 die wahrscheinlichste Entwicklung darstellt. Als Bewirtschaftung wurde die im Rahmen des BMBF-Projektes GLOWA Elbe für diese Region abgeleitete 40gliedrige Fruchtfolge unter AGENDA2000-Bedingungen (KLÖCKING et al., 2003) angenommen. Dieses Szenario geht von einem Anbauverhältnis von 35 % Winterweizen, 15 % Raps, 10 % Sommergerste, 9 % Wintergerste neben anderen Feldfrüchten mit geringeren Flächenanteilen aus.

Häufig stützen sich Aussagen zum zukünftigen Wasserbedarf der ackerbaulichen Produktion auf Simulationsrechnungen mit nur einer Fruchtart. Deshalb wurde zusätzlich zu den Simulationen auf der Basis der 40gliedrigen Fruchtfolge auch Langzeitsimulation für nur eine Fruchtart, und zwar Winterweizen, durchgeführt. Ausgewertet wurden die Wasserhaushaltsgrößen Sickerwassermenge aus der Wurzelzone sowie Transpirationsdefizit (Zusatzwasserbedarf). Die Ergebnisse sind in Form 50jähriger Mittelwerte der Jahressummen sowie deren Minima und Maxima in Tabelle 5-1 dargestellt.

Tabelle 30: Jahresniederschlag, Grundwasserneubildung (GWN) und Zusatzwasserbedarf auf einem tiefgründigen Lößstandort und einen Tonmergelrendzina-Standort unter Szenariobedingungen A1 mit verschiedenen Klima-Realisierungen

Bewirtschaftung auf Boden	Wasserhaushaltsgröße	Basisszenario (1951-2000)	SR32	SR54	SR58
	Jahresniederschlag (Mittel)	551	511	565	578
	Min / Max	304 / 764	284 / 688	332 / 795	403 / 745
Winterweizen auf Löß	GWN (50jähriges Mittel)	33	7	20	22
	Min / Max	0 / 174	0 / 78	0 / 128	0 / 156
	Zusatzwasserbedarf (50jähriges Mittel)	34	62	31	19
	Min / Max	0 / 194	0 / 208	0 / 212	0 / 127
Fruchtfolge auf Löß	GWN (50jähriges Mittel)	45	23	48	57
	Min / Max	0 / 195	0 / 162	0 / 202	0 / 240
	Zusatzwasserbedarf (50jähriges Mittel)	23	24	14	7
	Min / Max	0 / 152	0 / 98	0 / 153	0 / 121
Winterweizen auf Rendzina	GWN (50jähriges Mittel)	96	58	89	
	Min / Max	0 / 267	0 / 199	0 / 245	0 / 212
	Zusatzwasserbedarf (50jähriges Mittel)	87	99	87	78
	Min / Max	0 / 231	22 / 184	18 / 206	0 / 160
Fruchtfolge auf Rendzina	GWN (50jähriges Mittel)	65	56	46	41
	Min / Max	0 / 215	0 / 168	0 / 170	0 / 124
	Zusatzwasserbedarf (50jähriges Mittel)	103	76	110	112
	Min / Max	0 / 324	0 / 203	0 / 257	5 / 248

Bedingt durch die Unterschiede in der Wasserspeicherkapazität beider Standorte zeigen diese schon für das Basisszenario deutlich unterschiedliche Verhalten. So ist auf der Rendzina sowohl die Grundwasserneubildung als auch der Zusatzwasserbedarf deutlich höher als auf dem Löß mit seinen Höchstertragserwartungen. Dank einer angemessenen Fruchtfolge führt jedoch auf beiden Standorten selbst das „Trockenszenario“ SR32 nicht zu einem drastischen Transpirationsdefizit. Jedoch sinkt die Grundwasserneubildungsrate bei beiden, was zu der oben simulierten Durchflussabsenkung führt. Durch die verminderte Grundwasserneubildungsrate und dem damit absinkenden Grundwasserstand wird sich insbesondere in den heutigen Gunststandorten im Auenbereich die Situation verschlechtern.



**Abbildung 59: Monatliche Niederschlagsverteilung der untersuchten Szenariorealisationen**

Das erstaunliche Ergebnis, dass die Verringerung der Jahresniederschläge nicht zu wesentlichen Ertragseinbußen durch Trockenstress führen, ist auf die Veränderung der jährlichen Niederschlagsverteilung zurückzuführen (Abbildung 59), die sich auch im mittleren Jahresgang der klimatischen Wasserbilanz (Abbildung 62) niederschlägt. Trotz sinkender Niederschläge in den Monaten April bis Juni scheinen die in allen drei Szenariorealisationen erhöhten März-niederschläge eine ausreichende Bestandesentwicklung zu gewährleisten. Durch den zeitigeren Vegetationsbeginn infolge des Anstiegs der Temperatur kommt es auch zu einem zeitigeren Beginn der Gelbreife, ab der der Transpirationsbedarf der Pflanzen stark abnimmt. Die durch das PSCN-Modul wiedergegebene phänologische Dynamik der Pflanzentranspiration kann durch die

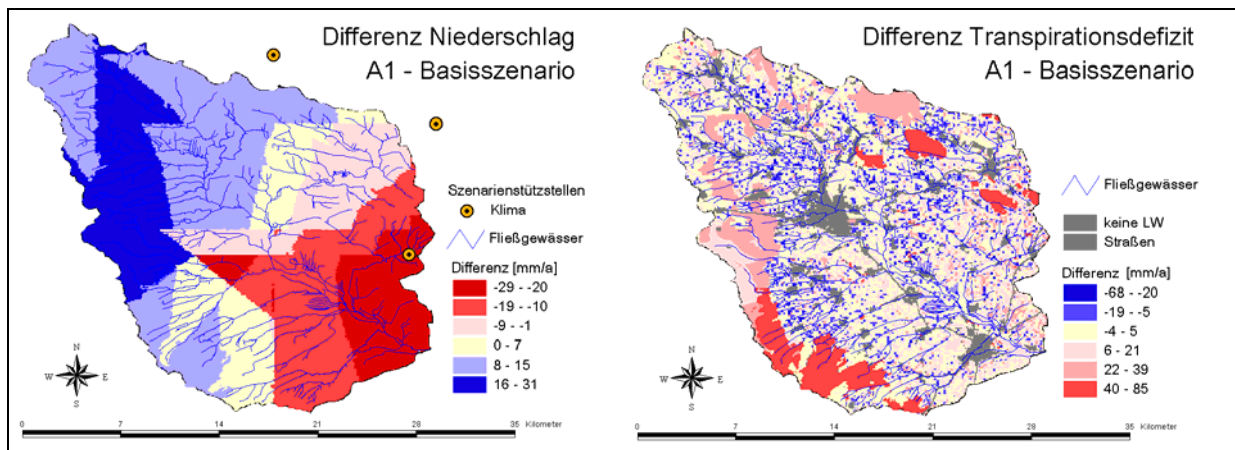
speicherbasierten Ansätze des Basismodells ArcEGMO-NA (s. Tabelle 2-2), mit dem die Abflussanalysen durchgeführt wurden, nicht simuliert werden. Dadurch kommt es zu unterschiedlichen Ergebnissen beider Modellansätze für die Sommermonate Juli bis September.

Die unter dem „Winterweizenszenario“ ausgewiesene Verschlechterung des Wasserdargebots für die Pflanzen durch eine ständige Ausschöpfung des Bodenwasservorrates wird als nicht relevant eingeschätzt, da dieses Szenario einer guten ackerbaulichen Praxis widerspricht. Demzufolge sind Aussagen, die nur anhand von Untersuchungen an einer Fruchtart gewonnen wurden, kritisch zu bewerten.

Tabelle 31: Virtuelle Fruchtfolge für das Anbauverhältnis im Untersuchungsgebiet unter dem Szenario A1

Jahr	Fruchtart	Jahr	Fruchtart	Jahr	Fruchtart
1.	Winterraps	15.	Erbsen	29.	Luzerne
2.	Winterweizen	16.	Winterraps	30.	Winterweizen
3.	Sommergerste	17.	Winterweizen	31.	Sommergerste
4.	Stilllegung	18.	Winterweizen	32.	Winterraps
5.	Winterraps		Winterraps	33.	Winterweizen
6.	Winterweizen	20.	Winterweizen	34.	Silomais
7.	Winterweizen	21.	Sommergerste	35.	Winterweizen
	Zuckerrübe	22.	Feldgras	36.	Sommergerste
9.	Winterweizen	23.	Körnermais	37.	Winterraps
10.	Sommergerste	24.	Sommergerste	38.	Winterweizen
11.	Winterraps		Stilllegung	39.	Silomais
12.	Winterweizen	26.	Winterraps	40.	Stilllegung
13.	Winterroggen	27.	Winterweizen		
14.	Stilllegung	28.	Sommergerste		

Die errechnete *räumliche Verteilung* der Wasserbilanzgrößen zeigt Abbildung 60. Für den Vergleich mit dem Basisszenario wurde die letzte Dekade (2045-2055) ausgewählt. Wie das linke Bild zeigt, kommt es zu einer deutlichen Verstärkung der Heterogenität der Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet. Insbesondere in den schon heute trockenen Gebieten im Südosten kommt es neben der Temperaturerhöhung zu einer weiteren Verringerung der Jahresniederschläge.



**Abbildung 60: Veränderung der mittleren jährlichen Verteilung von Niederschlag und Transpirationsdefizit unter dem Szenario A1 (Dekade 2045 - 2055) im Vergleich zum Basisszenario (Dekade 1990 - 2000)**

Das führt hier zu einer Verschärfung der Belastung der ackerbaulichen Produktion durch Trockenstress. Neben den landwirtschaftlichen Flächen sind auch die Wälder im Untersuchungsgebiet von der Trockenheit betroffen, was z.B. für die Buchenwälder im Hainich ein jährliches Transpirationsdefizit von bis zu 85 mm/m<sup>2</sup> bewirkt. In anderen Gebieten wird jedoch eine umgekehrte Entwicklung simuliert. Beschränkt man sich nur auf die landwirtschaftlichen Flächen, so kann im Mittel für das gesamte Einzugsgebiet der Oberen Unstrut unter dieser Realisierung des A1-Szenarios keine wesentliche Verschlechterung der heutigen Situation simuliert werden. Ausgenommen von dieser Aussage sind die Gebiete, die schon heute unter Trockenstress leiden. Hier wird es laut Szenario sogar noch zu einer Verschärfung der Situation kommen. Das spiegelt sich auch in der abnehmenden Grundwasserneubildungsrate wider, wie Abbildung 61 verdeutlicht. Im Gesamtgebiet muss zwar nur mit einer Reduzierung der jährlichen Grundwasserneubildung um mindestens 10 mm/m<sup>2</sup> im Mittel gerechnet werden, was einer Verringerung um ca. 10% entspricht. Da deren Verteilung aber extrem heterogen ist, kann sich in den unteren Gebieten die Grundwassersituation deutlich verschlechtern, was insbesondere in den heute durch die Grundwassernachlieferung gut versorgten Auenbereichen zu Ertragseinbußen führen kann.

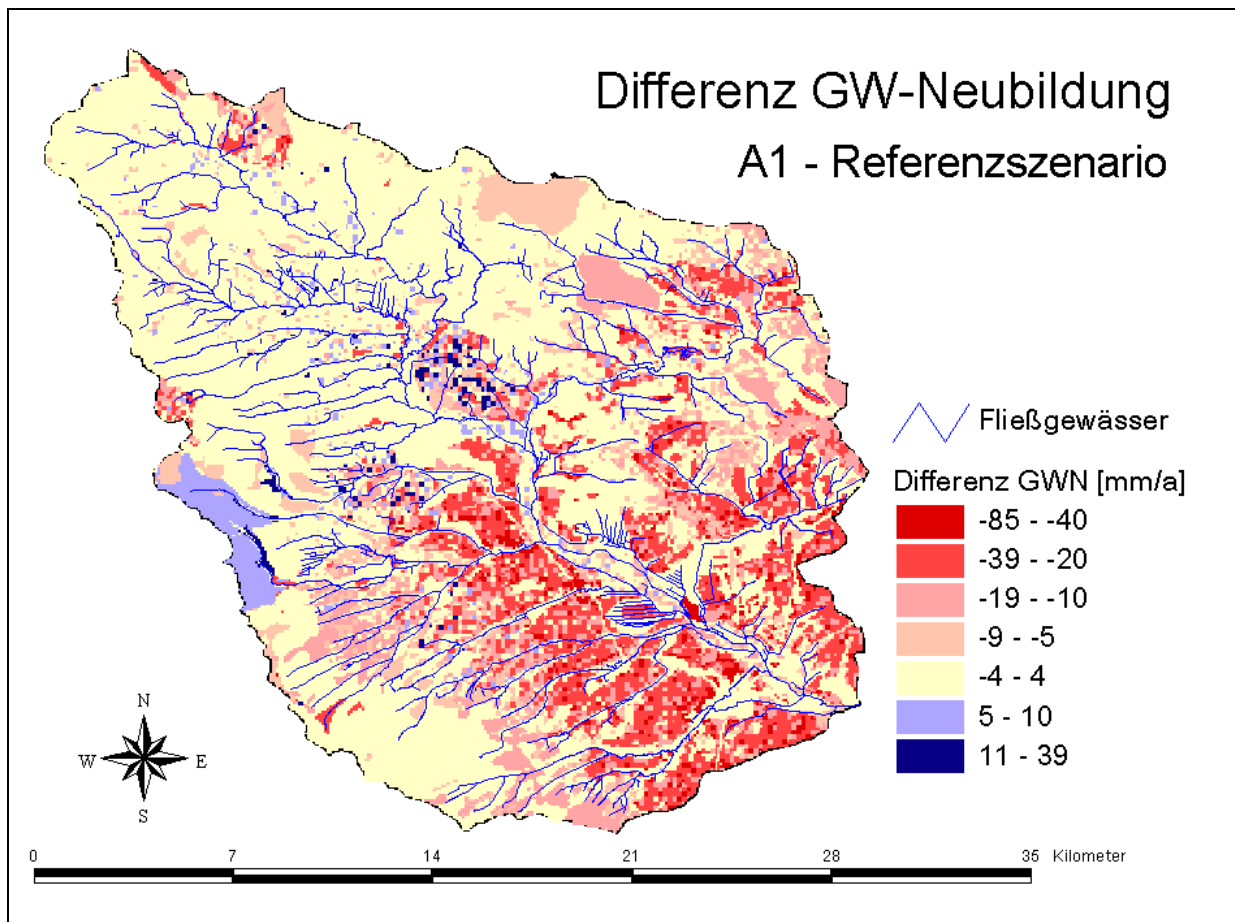
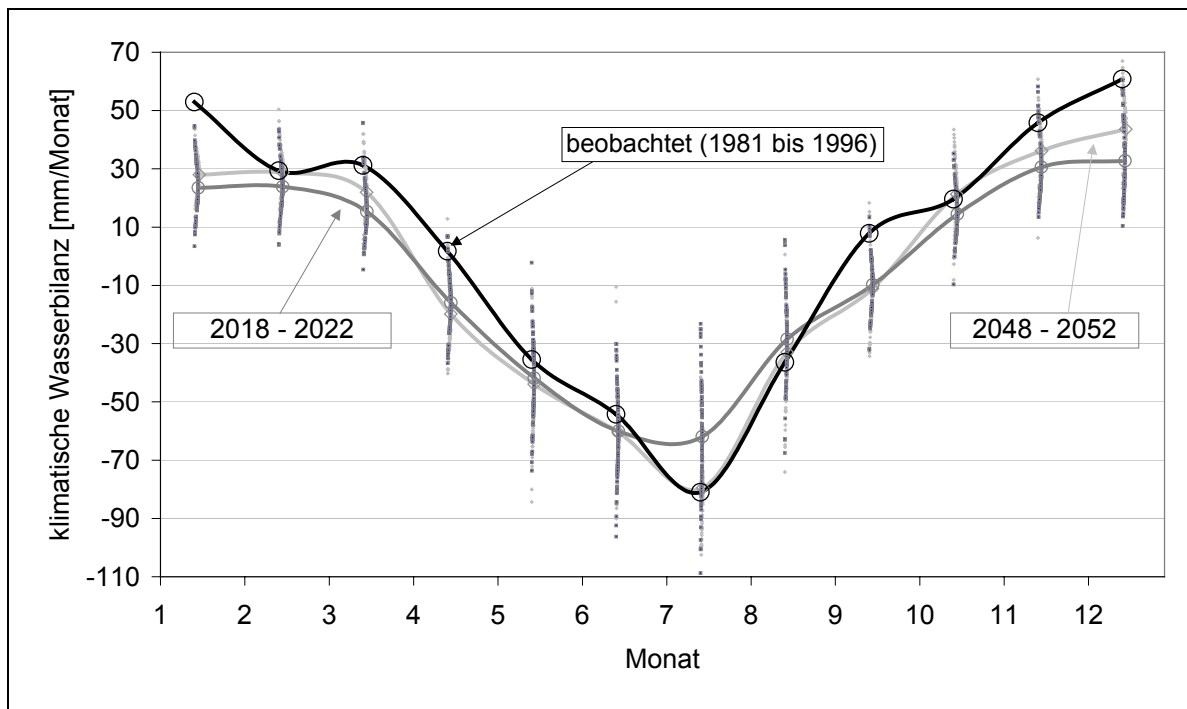


Abbildung 61: Veränderung der mittleren jährlichen Verteilung von Grundwasserneubildung unter dem Szenario A1 (Dekade 2045-2055) gegenüber dem Referenzszenario

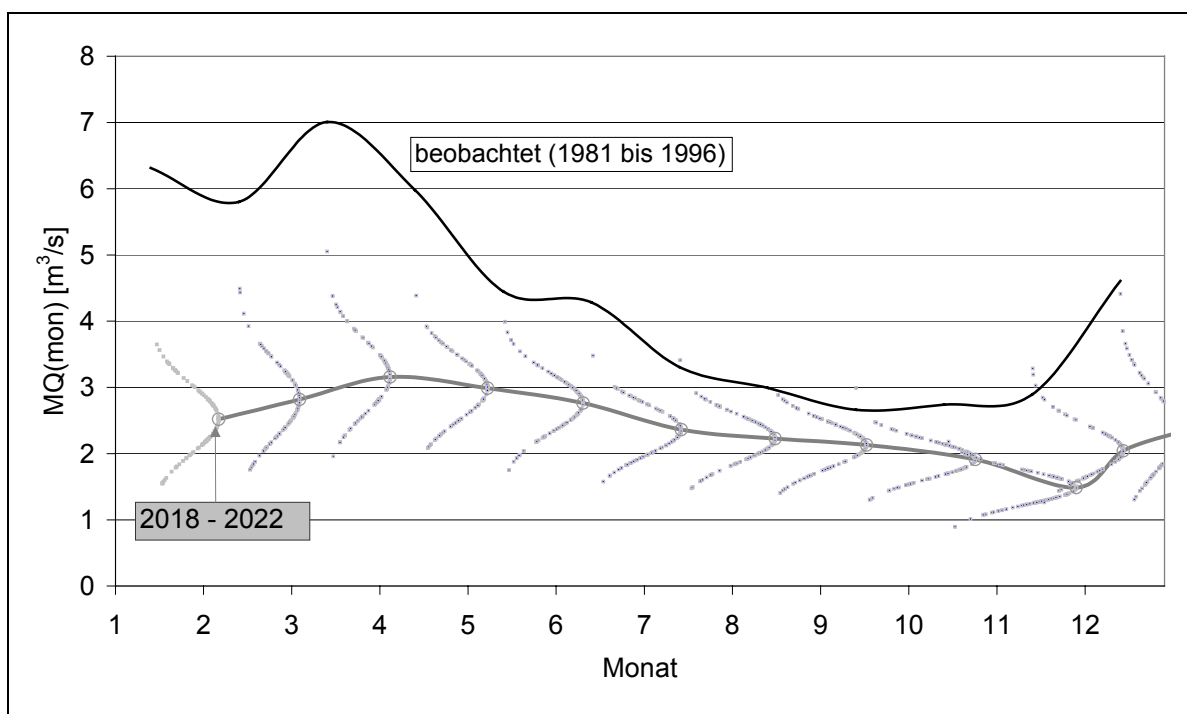
Betrachtet man die *Jahresgänge* der klimatischen Wasserbilanz für die Perioden 2018 bis 2022 und 2048 bis 2052, lässt sich ein Absinken der für den Wasserhaushalt entscheidenden Randbedingung gegenüber der schon im derzeitigen Zustand (1981 bis 1996) angespannten Situation zu erkennen (Abbildung 62). Die auf den ersten Blick geringe Änderung kumuliert zu einer beträchtlichen Abnahme von bis zu 100 mm in der Jahressumme.

Die starke Reduktion der Grundwasserneubildung ist insbesondere auf das Winterhalbjahr zu beziehen, wenngleich starke Abflussrückgänge in allen Monaten zu verzeichnen sind und zu einer weiteren Verschärfung der Niedrigwassersituation (s. Abbildung 63) führt. In beiden Abbildungen sind die Monatsmittelwerte mit ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten dargestellt, die sich für die 100 Klimarealisierungen ergeben. Die stark gestauchte Form der Glockenkurve ist ein Maß für die Prognoseunsicherheit.

Nicht betrachtet wurde in obiger Analyse, dass mit der möglichen Temperaturerhöhung auch eine Zunahme des Wasserbedarfs der Pflanzen bei gleichzeitig steigenden Erträgen zu erwarten ist.



**Abbildung 62: Mittlerer Jahresgang der klimatischen Wasserbilanz für das Einzugs-gebiet bis zum Pegel Nängelstedt für verschiedene Bezugsperioden**



**Abbildung 63: Mittlerer Abflussjahresgang am Pegel Nängelstedt für verschiedene Bezugsperioden**

Der ursprünglich erwartete, stark steigende Bewässerungsbedarf konnte für das analysierte Klimaszenario bei Betrachtung der langjährigen Jahresmittelwerte nicht bestätigt werden.



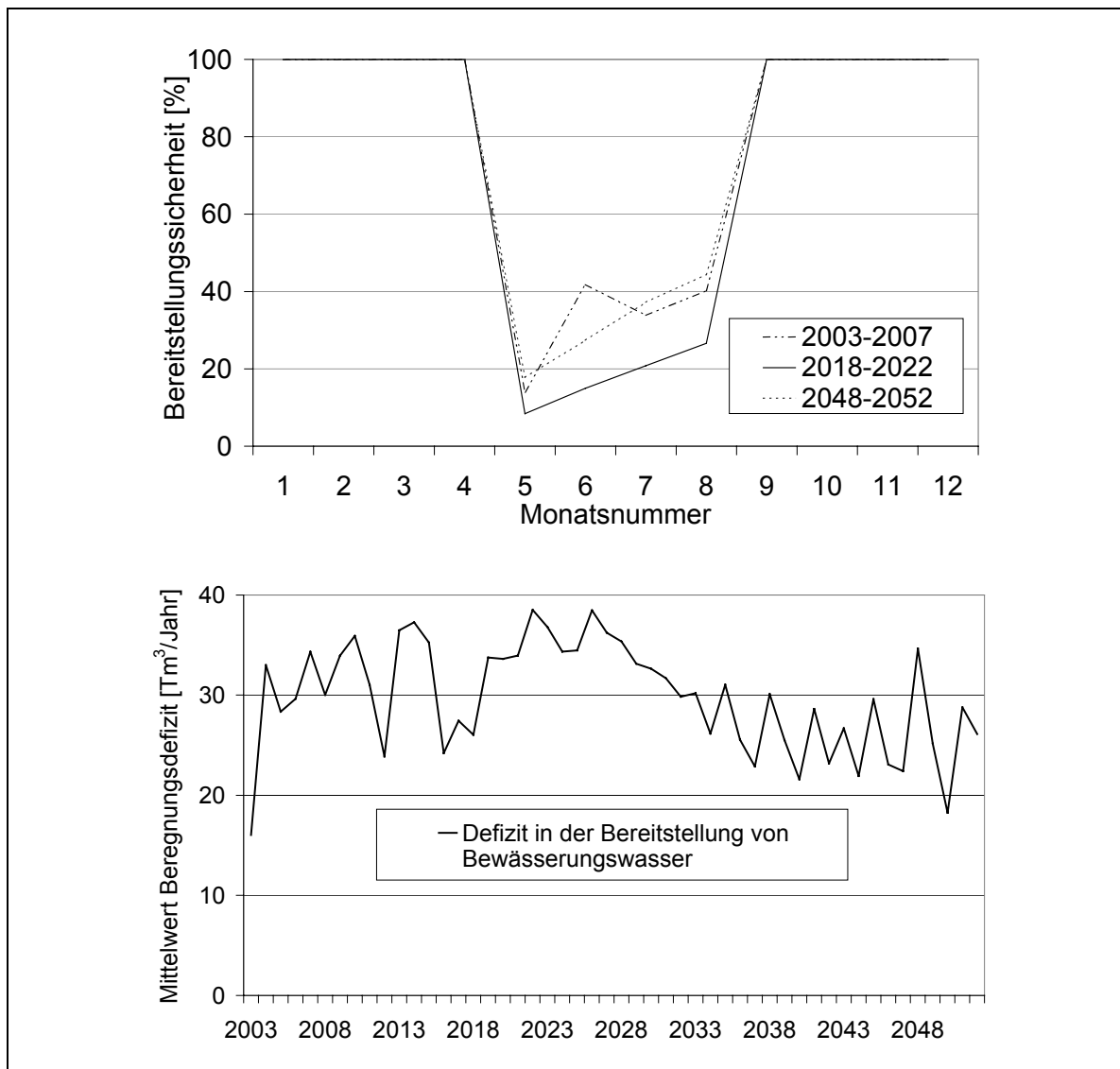
In einzelnen Jahren kann es jedoch zu beträchtliche Transpirationsdefiziten kommen (z. B. bis zu  $153 \text{ mm}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  auf dem untersuchten Lößstandort und bis zu  $257 \text{ mm}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  auf dem Rendzinastandort), so dass für optimale Erträge eine Beregnung dieser Flächen notwendig ist. Dieses Zusatzwasser und die berechneten starken Abflussrückgänge im Spätsommer und Herbst erfordern eine gezielte Bewirtschaftung der vorhandenen Speicher.

Problematisch hierbei ist aber, dass eine Vergrößerung der bewirtschafteten Speicherlamelle für eine Niedrigwasseraufhöhung zu Lasten des Hochwasserschutzes gehen kann.

Der Vergleich der Simulation für Winterweizenanbau in Monokultur und einer realistischen Fruchtfolge unter AGENDA2000-Bedingungen zeigt die Bedeutung einer angepassten Fruchtfolge für den Wasserhaushalt einer Region (nach PFÜTZNER & KLÖCKING, 2003).

### ***Exemplarische Darstellung von Bewirtschaftungsproblemen***

Im landwirtschaftlich intensiv genutzten Unstrutgebiet wurden schon in den letzten Jahrzehnten Brauchwassertalsperren zur Bereitstellung von Zusatzwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt. So stellt die Talsperre Seebach laut aktuellem Bewirtschaftungsplan  $500 \text{ Tm}^3/\text{Jahr}$  für die Bewässerung von 1.200 ha Gemüse zur Verfügung. Für die Abschätzung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen war es interessant, wie sich die Bereitstellungssicherheiten für Bewässerungswasser bei der beschriebenen Reduktion des Dargebotes ändern. Zur Abschätzung dieser Auswirkungen wurde die Talsperre Seebach mit ihrem derzeitigen Bewirtschaftungsplan in das Unstrutmodell integriert. Anschließend wurden Langzeitsimulationen mit den 100 Klimarealisierungen durchgeführt und für jeden Monat registriert, ob der volle Bewässerungsbedarf abgegeben werden kann und wie groß eventuelle Defizite sind. Die nachstehende Abbildung 64 zeigt, dass die Wahrscheinlichkeit, die volle Beregnungswassermenge abzugeben, auf Werte zwischen 10 und 40 % sinkt. Die dabei auftretenden Defizite liegen allerdings nur zwischen 10 und  $40 \text{ Tm}^3/\text{Jahr}$ , also bei ca. 5% des Bedarfs, was auf beträchtliche Möglichkeiten zur Verbesserung des Bewirtschaftungsregimes hindeutet.



**Abbildung 64: Mögliche künftige Defizite in der Nutzwasserbereitstellung am Beispiel der Talsperre Seebach**

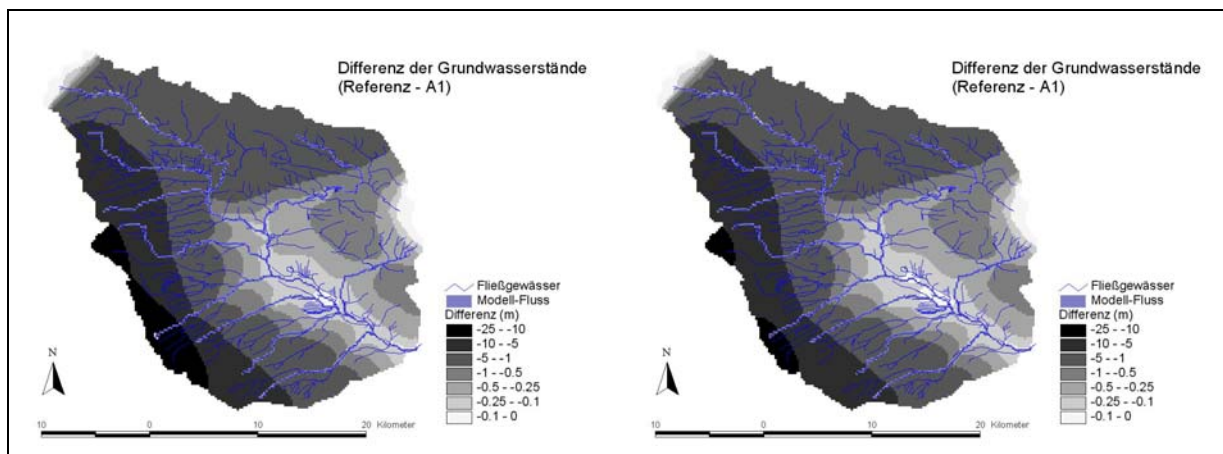
### **Grundwasserhaushalt**

Die sich aus der Modellierung ergebende Grundwasserdynamik und –bilanz wurde vor allem für den kritischen Zeitraum 2018 – 2002, in dem die Reduzierung der Grundwasserneubildung am größten ist, ausgewertet.

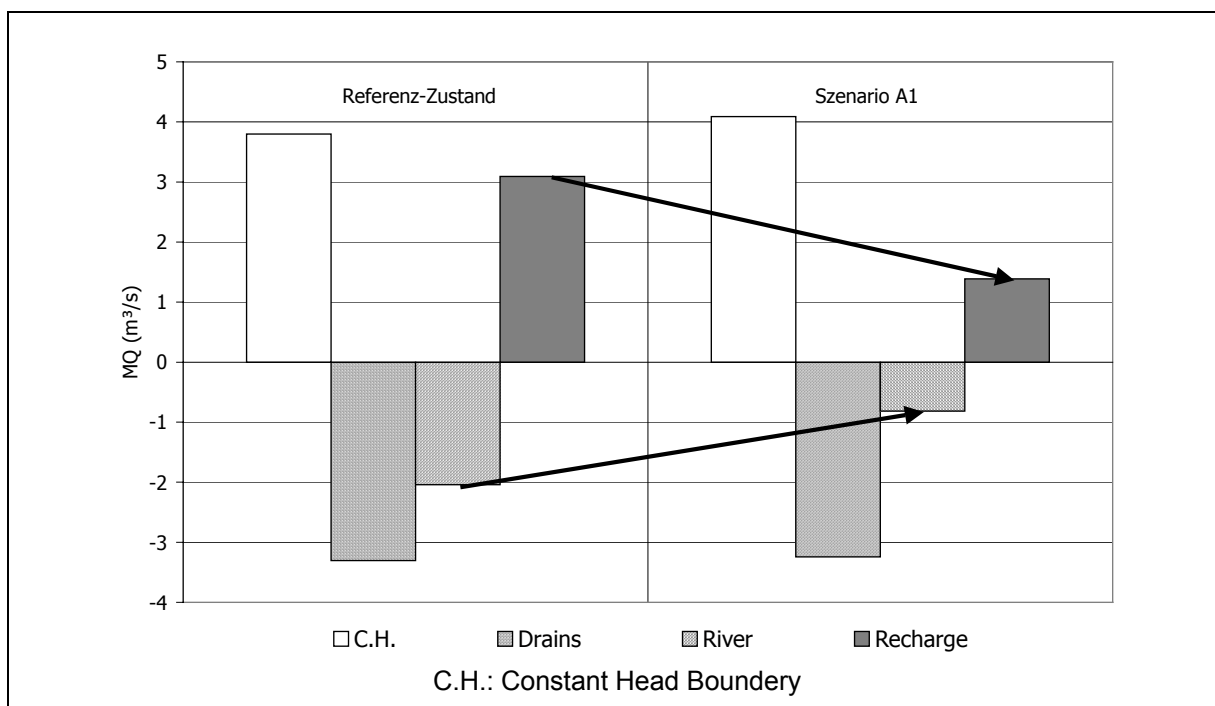
In Abbildung 65 sind die Differenzen der mittleren jährlichen Grundwasserstände zwischen Referenz- und A1-Szenario dargestellt. Danach ist damit zu rechnen, dass die mittleren Grundwasserstände in den Speisungsgebieten um ca. 4,2 m zurückgehen, während in den Entlastungsgebieten mit einem Absinken der mittleren Grundwasserstände um ca. 25 cm zu rechnen ist. Der Bereich mit einem Rückgang um mehr als 5 m ist von stärkeren tektonischen Inhomogenitäten gekennzeichnet, die hier wirken. Vergleicht man

die Zeiträume 2018-2022 und 2045-2055 miteinander, ist der Unterschied in der Abnahme der Grundwasserstände gegenüber dem Referenzzustand nur marginal.

Mit der vom NA-Modell errechneten Reduzierung der Grundwasserneubildung auf 44% in diesem Zeitabschnitt kommt es zu einer mittleren Abnahme des grundwasserbürtigen Zuflusses zum Gewässer von 38,9% (s. Abbildung 66).



**Abbildung 65: Differenz der mittleren Grundwasserstände zwischen Referenz-Szenario und Szenario A 1 (link: Zeitraum 2018 – 2022; rechts: Zeitraum 2045-2055)**



**Abbildung 66: Bilanzgrößen der Grundwassermodellierung im Vergleich zwischen Referenz-Szenario und kritischem Zeitraum 2018 und 2022 des A1-Szenarios**

Die derzeitige technischen Kapazität zu kommunalen Grundwassernutzung im gesamten Einzugsgebiet Nängelstädt beträgt ca. 0,18 m³/s (s. Abbildung 4, S. 18) , wovon jedoch gegenwärtig nur 38 % genutzt werden, da die Region überwiegend an die

Fernwasserversorgung angeschlossen ist. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass trotz einer Reduzierung des unterirdischen Abflusses um ca. 40 % die Bereitstellungssicherheit somit auch in kritischen Perioden noch gegeben ist, so dass die im Folgenden beschriebenen Bereitstellungsdefizite, die durch verringerten Oberflächenwasserabfluss ausgewiesen werden, durch Grundwasserförderung ausgeglichen werden können.

## 6.2 Stoffhaushalt

### 6.2.1 Referenzszenario

#### *Schlussfolgerungen aus den Messungen*

Das standörtliche Verlagerungsrisiko der *tiefgründigen Vegen und Braunerde-Tschernoseme* ist gering, weil das Bodenwasser aufgrund geringer Abflussmengen jährlich nur zu einem geringen Anteil ausgetauscht wird und das darin enthaltene Nitrat in den Folgejahren noch von der Pflanze aufgenommen werden kann. Aufgrund des hohen pflanzenverfügbaren Wasserdargebotes aus dem Boden und in der Auenniederung darüberhinaus aus dem Grundwasser können über stabile Erträge und N-Entzüge niedrige N-Überschuss-Salden realisiert werden. Der unvermeidbare N-Austrag ist deshalb auf diesen Böden gering und damit auch der anzustrebende N-Überschuss-Saldo. Die Einhaltung niedriger N-Überschuss-Salden ist für die Realisierung möglichst niedriger Nitratkonzentrationen aber auch notwendig. Auf den Vegen ist dem sickerwassergebunden N-Austrag noch eine N-Fracht hinzuzurechnen, die das Grundwasser aus dem unteren Bereich der Wurzelzone herauslöst.

Der *Gley* ist hinsichtlich seiner Verlagerungsdisposition mittelmäßig einzustufen. Bei einer Austauschrate von 66% wird jährlich ein hoher Anteil des Bodenwassers mit den darin gelösten Verbindungen ausgetauscht. Die N-Fracht ist mittel bis hoch. Das bis in den oberflächennahen Bereich ansteigende Grundwasser führt dazu, dass der Bodenwasserabfluss stark verdünnt und in die Gräben abgeleitet wird. Die Grundwassernähe kann in feuchten Jahren über Sauerstoffmangel in der Wurzelzone zu Ertragsdepressionen und damit unvermeidbaren N-Überschuss-Salden führen. In niederschlagsarmen Jahren können dagegen trockenheitsbedingte Wuchseinschränkungen durch Aufnahme von Grundwasser kompensiert werden. Der unvermeidbare N-Austrag ist im mittleren Bereich anzusiedeln und weist daraufhin, dass auch der anzustrebende N-Überschuss-Saldo nicht wesentlich unter 30 kg/ha\*a liegen kann. Ob Starkniederschläge im Sommer höhere N-Verlagerungen zur Folge haben, wird davon abhängen, wie hoch der mineralische N-Gehalt des Bodens ist und welcher Porenraum am Abfluss teilnimmt.

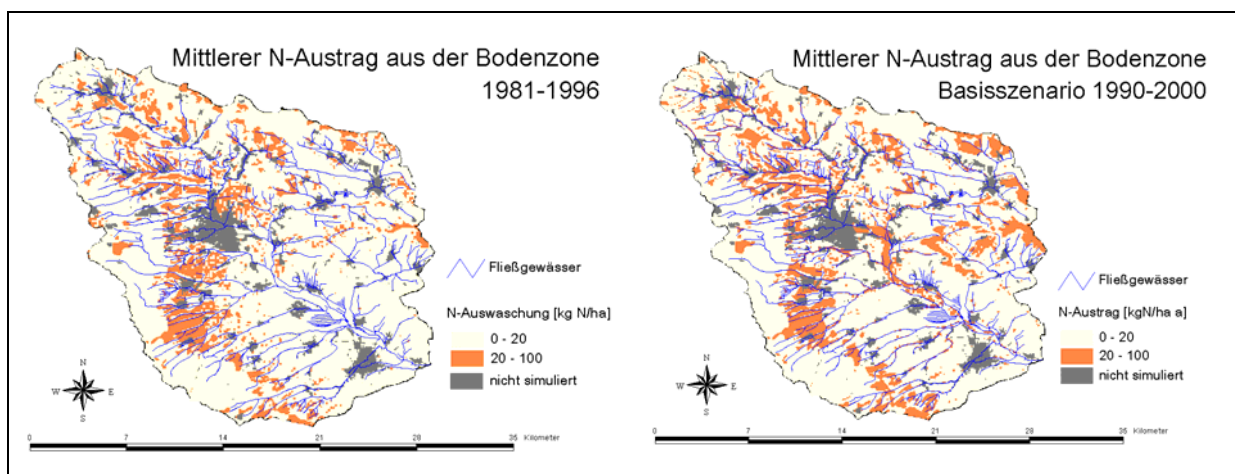
Die *Tonmergel-Rendzina* gehört zu den Standorten mit dem höchsten Verlagerungsrisiko. Ursachen dafür sind in der Art der Abflussbildung über präferentielle Fließbahnen und in dem geringen pflanzenverfügbaren Wasserdargebot zu suchen. In Trockenjahren wird der

erwartete Ertrag nicht gebildet und bleiben N-Überschuss-Salden zurück. Das am Wasserfluss beteiligte Porenvolumen ist geringer als erwartet und damit auch die Verweilzeit von Nitrat im Boden. Der unvermeidbare N-Austrag liegt wie auf dem Gley im mittleren Bereich und der anzustrebende N-Überschuss-Saldo kann nicht wesentlich unter 30 kg/ha liegen.

Im untersuchten *Einzugsgebiet* kommt die Haupt-N-Fracht im wesentlichen nicht aus der Auenniederung, sondern zu einem größeren Teil aus dem Speisungsgebiet (s.a. Kap. 5.1.2, S. 62 und Abbildung 33, S.75). Eine Umwidmung von Ackerland in extensives Grünland ist aus Gründen einer Verminderung der Nährstoffbefruchtung der Gewässer deshalb in der Auenniederung nicht notwendig. Vielmehr kommt es darauf an, in der Auenniederung und im Speisungsgebiet die landwirtschaftliche Nutzung in Abhängigkeit vom Abflussregime der Standorte gewässerverträglich zu gestalten.

### **Ergebnisse der Stoffhaushaltsmodellierungen**

In Abbildung 67 ist der Stickstoff-Austrages aus der Bodenzone dargestellt. Durch beide Simulationsläufe wird die Größenordnung annähernd gleich berechnet, aber es treten deutliche Unterschiede in der räumlichen Verteilung auf.

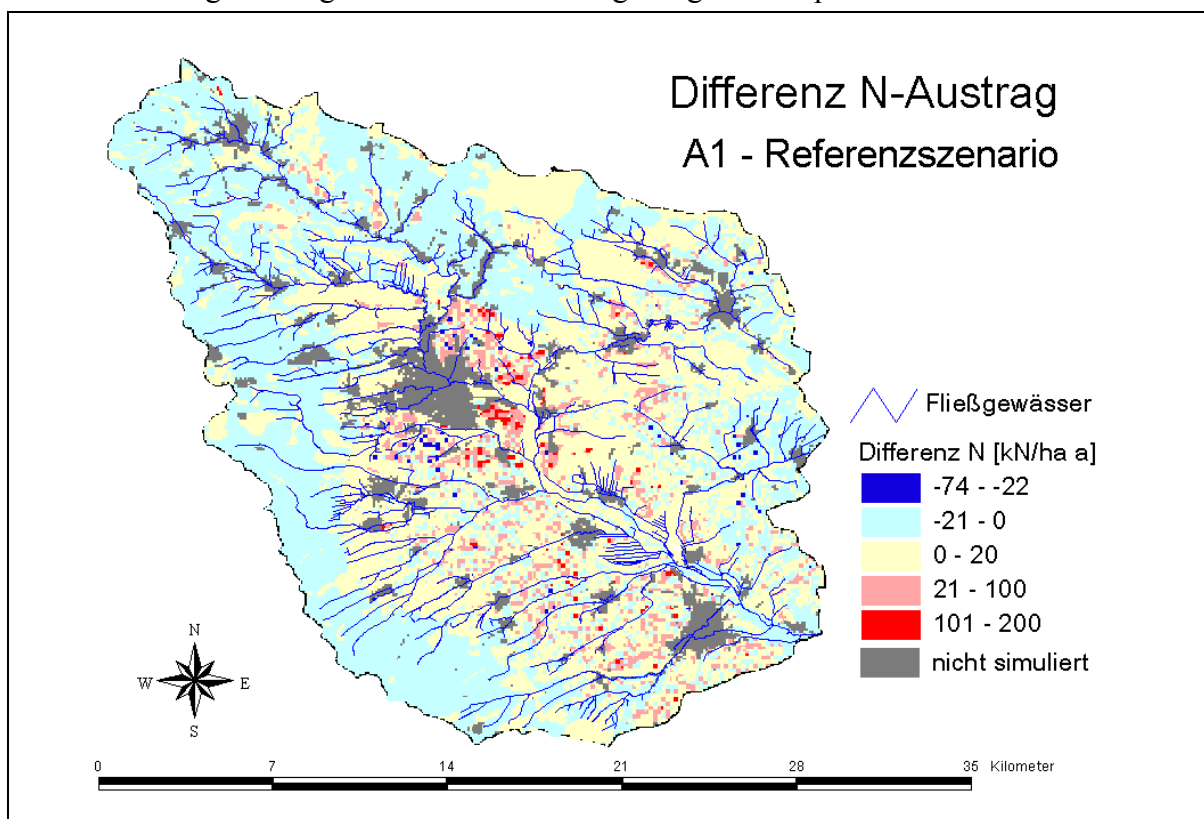


**Abbildung 67: Mittlerer jährlicher Stickstoff-Austrag aus der Bodenzone mit dem Sickerwasser (Links: Referenzsimulation, rechts: Basisszenario)**

So wird durch die Basissimulation (Dekade 1990 – 2000) ein recht starker Austrag aus den Auenbereichen zwischen Mühlhausen und Altengottern berechnet, was weder durch die Referenzsimulation noch die Untersuchungen der TLL im Altengotterschen Ried bestätigt werden kann. Als kritische Regionen bzgl. der Stickstoffauswaschung werden die Gebiete im Randbereich des Thüringer Beckens, insbesondere am Fuße des Hainich und im Raum Mühlhausen eingeschätzt. Dies korreliert mit den Untersuchungen zur Grundwasserbeschaffenheit, die am Rande der Unstrut-Aue die höchsten Nitratgehalte im Grundwasser ausgewiesen haben (s. Kap. 5.1.4, S. 72).

## 6.2.2 A1-Szenario

Auch für das A1-Szenario wurde der N-Austrag aus der durchwurzelten Bodenzone berechnet. Die Ergebnisse für die Dekade 2045 – 2055 sind in Abbildung 68 dargestellt. Trotz der gesunkenen Grundwasserspense in den unteren Bereichen des Untersuchungsgebietes (s. Abbildung 61, S. 127), ist mit keiner Entlastung bzgl. der Befruchtung des Grundwasser mit Stickstoff aus der landwirtschaftlichen Anbaufläche zu rechnen. Im Gegensatz wird sogar eine deutliche Erhöhung der Stickstoffeinträge, insbesondere im Gebiet um Mühlhausen, simuliert. Das ist auf die geänderte innerjährliche Verteilung der Niederschläge (vgl. Abbildung 59, s. S. 124) bei gleichzeitig steigender Mineralisierungsleistung der Boden durch die gestiegene Temperatur zurückzuführen.

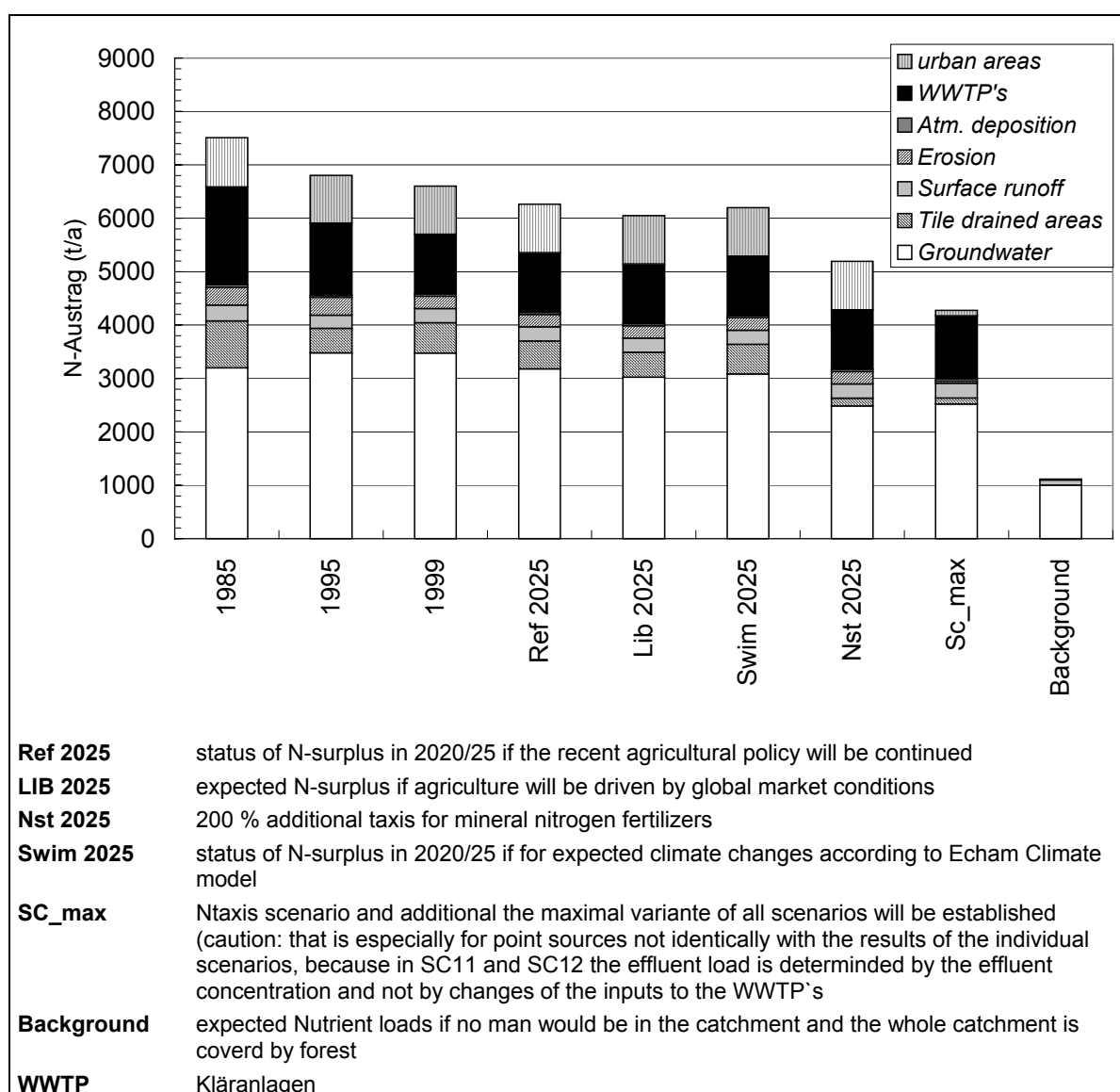


**Abbildung 68: Veränderung des Stickstoffaustrages unter dem Szenario A1 (Dekade 2045-2055) im Vergleich zum Referenz (1990 – 2000)**

In Abbildung 69 sind die Ergebnisse der MONERIS-Gütemodellierung für den Pegel Oldisleben und das Bezugsjahr 2025 dargestellt. Das Referenzszenario (*Ref 2025*) geht von einer auf Status-quo-Bedingungen beruhenden Entwicklung der Landwirtschaft aus. Das Szenario *Lib 2025* berücksichtigt globale Marktentwicklungen und entspricht damit dem TLL-Szenario A1; das Szenario *Swim 2025* berücksichtigt dazu zusätzlich Klimaveränderungen und entspricht dem TLL-Szenario A1K.

Das Szenario *Nst 2025* geht von einer starken Versteuerung für Stickstoffdünger gegenüber dem Referenzszenario aus. Dem Szenario *Sc\_max* liegt zugrunde, dass zusätzlich zum Szenario *Nst 2025* 75% der Ackerfläche nur der konservativen Bodenbearbeitung unterliegen, die Dränflächen um 20% verringert werden und die urbanen Einträge durch einen Ausbaugrad der Mischkanalisation auf 100% und ein Anschluss der an eine Kanalisation aber nicht an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung an Kläranlagen zu 99% erreicht wird. Dieses Szenario kann mit dem B2-Szenario verglichen werden. Im *Background*-Szenario wird von einer anthropogen völlig unbeeinflussten Landschaft bei einer atmosphärischen Deposition von 5 kg/ha ausgegangen.

Eine ausführliche Beschreibung der Szenarien findet sich in BEHRENDT (2004)



**Abbildung 69: Ergebnisse der Gütemodellierungen mit MONERIS (Einzugsgebiet Pegel Oldisleben)**

Die Ergebnisse zeigen zwischen den Szenarien Ref 2025, Lib 2025 und Swim 2025 keine signifikanten Unterschiede sowohl in der Höhe der Stickstoffeinträge als auch in der Verteilung auf die Eintragspfade. Nahezu unverändert wird der Anteil der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge bei 50% bleiben. Gegenüber dem Zustand 1999 stellt dies jedoch Rückgänge zwischen 8 und 13% dar. Für den Anteil der Drainage werden gegenüber 1999 Rückgänge zwischen 7 und 17% ermittelt, wenngleich die Anteile am Gesamtstickstoffaustrag zwischen 8 und 10% liegen.

Signifikante Effekte für den Stickstoffaustrag werden mit den Szenarien Nst 2025 und Sc\_max erreicht. Eine Einführung einer Stickstoffsteuer (Nst 2025) könnte offensichtlich so regulierend wirken, dass gegenüber 1999 mit einem Gesamtrückgang des Stickstoffaustrages um 22% gerechnet wird. Allein für den Grundwasserpfad wird ein Rückgang um bis zu 28,5 % und für die Dränage um bis zu 74% errechnet.

Für das Ökologisierung-Szenario Sc\_max ergibt sich ein Gesamtrückgang gegenüber 1999 um 36%. Die größten Rückgänge gegenüber 1999 liegen beim Eintrag durch Erosion (um ca. 82%), bedingt durch die Vergrößerung der Anbaufläche mit konservierender Bearbeitung, sowie beim Eintrag aus urbanen Flächen (um 89%), bedingt vor allem durch einen zu 99% fast vollständigen Anschluss der Bevölkerung mit Kanalisationsanschluss an eine Kläranlage.

### **6.3 Landnutzung**

Für das Referenzszenario und die globalwirtschaftlich bestimmten Wandelszenarien A1 und B2 sowie das klimabeeinflusste Szenario A1<sup>K</sup> wurden Anbauszenarien entwickelt. Da die Anbauverteilung des Szenarios A1 als Randbedingung in die hydrologische Gebietsmodellierung eingegangen ist, sind die Ergebnisse der Landnutzungsentwicklung bereits in Kap. 4.4 (S. 52ff) beschrieben.



## 7 Betriebswirtschaftliche Wirkungsanalyse

### 7.1 Methodik

Um die Auswirkungen globaler Veränderungen zu quantifizieren, werden die typischen Auswahlbetriebe des Untersuchungsgebietes (Kap. 4.1.2) mit Hilfe des methodischen Ansatzes der Betriebsplanungsrechnung auf ihre ökonomischen Reaktionen und Verhaltensmuster untersucht.

Wird sonst der Betriebsentwicklungsplan genutzt, um wirtschaftliche Entwicklungen eines Betriebes über einen längeren Zeitraum zu simulieren, steht in GLOWA-Elbe der Vergleich des Anpassungsverhaltens der Landwirtschaftsbetriebe mit ihrer entsprechenden Landnutzung an agrarpolitische und klimatische Veränderungen im Vordergrund. Mit dem Betriebsplanungsprogramm werden die unterschiedlichen Anpassungsstrategien der Betriebe verglichen und betriebswirtschaftlich dargestellt. Anpassungen erfolgen vornehmlich in der Veränderung von Tierbeständen und Anbauumfängen. Die Erschließung von Wirtschaftlichkeitsreserven muss unterbleiben, um Einkommensänderungen, die durch den Faktoreinsatz der Szenarien entstehen, nicht zu überdecken. Die betriebswirtschaftliche Anpassungsreaktion wird demnach einzig durch die Szenariengestaltung ausgelöst. Für den Vergleich der szenarienbedingten Planungsrechnungen werden Rentabilitätskennzahlen (z. B. Betriebseinkommen, Unternehmensgewinn, Gesamtdeckungsbeitrag) betrachtet.

Unter Einbeziehung spezifischer Hochrechnungsfaktoren für die typischen Betriebe ihrer Klasse (s. Kap. 4.1.4) werden ökonomische Aussagen für den gesamten Untersuchungsraum möglich.

Die betriebspezifischen Daten aus den Buchführungsabschlüssen 1999/2000 bilden die Grundlage für die Deckungsbeiträge<sup>9</sup> der einzelnen Produktionsverfahren. Der Gesamtdeckungsbeitrag<sup>10</sup>, wird um die Festkosten, die aus einem bereinigten Mittel mehrerer verfügbarer Jahresabschlüsse der typischen Betriebe bestehen, vermindert und der Betriebsgewinn ermittelt. Bei Änderung der Rahmenbedingungen sind die Produktionsverfahren neu zu definieren und das Betriebsergebnis zu optimieren. Die Kennzahlen und Erfolgsgrößen aus dem erstellten Referenzsystem dienen als Vergleich zu den analogen Zahlen der Wandelszenarien. Die Analyse betrachtet Rentabilitätskennzahlen, wie:

Gesamtdeckungsbeitrag	Summe der Deckungsbeiträge aller Produktionszweige
-----------------------	--

---

<sup>9</sup> Deckungsbeitrag eines Produktionsverfahrens ist die Differenz aus dem Markterlös des Verkaufsproduktes (zzgl. Preisausgleichszahlungen und Prämien) und variablen Spezialkosten

<sup>10</sup> Summe der Deckungsbeiträge aller Produktionsverfahren, multipliziert mit dem jeweiligen Produktionsumfang

Gewinn	Summe aus Gesamtdeckungsbeitrag und sonstigen Unternehmenserträgen vermindert um die Festkosten
Verfügbares Betriebseinkommen	Summe aus dem Gewinn und Personalaufwand Entlohnung aller eingesetzten Faktoren und Arbeit Aussage auf betrieblicher Ebene
Betriebseinkommen	Entlohnung aller eingesetzten Faktoren eine sektorale Aussage entspricht dem volkswirtschaftlichen Begriff der Wert-schöpfung

Stabilitäts- und Liquiditätskennzahlen erfordern die Betrachtung über längere Zeiträume und in Anbetracht eines komparativ-statischen Ansatzes wird auf deren Analyse verzichtet.

## 7.2 Betriebswirtschaftliche Ergebnisse

### 7.2.1 Matrix der betriebswirtschaftlichen Kennzahlen

Die Tabelle 32 zeigt die wichtigen betriebswirtschaftlichen Kennzahlen, die die Wandelszenarien charakterisieren sollen.

Tabelle 32: Betriebswirtschaftliche Kenngrößen der Wandelszenarien

Parameter	ME	Ref.	A1	A1K	B2
Gesamtdeckungsbeitrag	€/ha LF	777	437	394	377
Direktzahlungen	€/ha LF	351	-	-	-
Einheitliche Betriebsprämie	€/ha LF	-	316	316	316
Jahresüberschuss	€/ha LF	38	7	-20	-15
Verfügbares Betriebseinkommen	€/ha LF	414	382	347	345
Betriebseinkommen	€/ha LF	576	546	509	507
	€/AK	30348	28761	26852	26720
Bruttobodenproduktion ohne Brache	GE/ha	67,3	73,1	61,1	69,4
Bruttobodenproduktion mit Brache	GE/ha	64,7	65,7	56,0	66,7

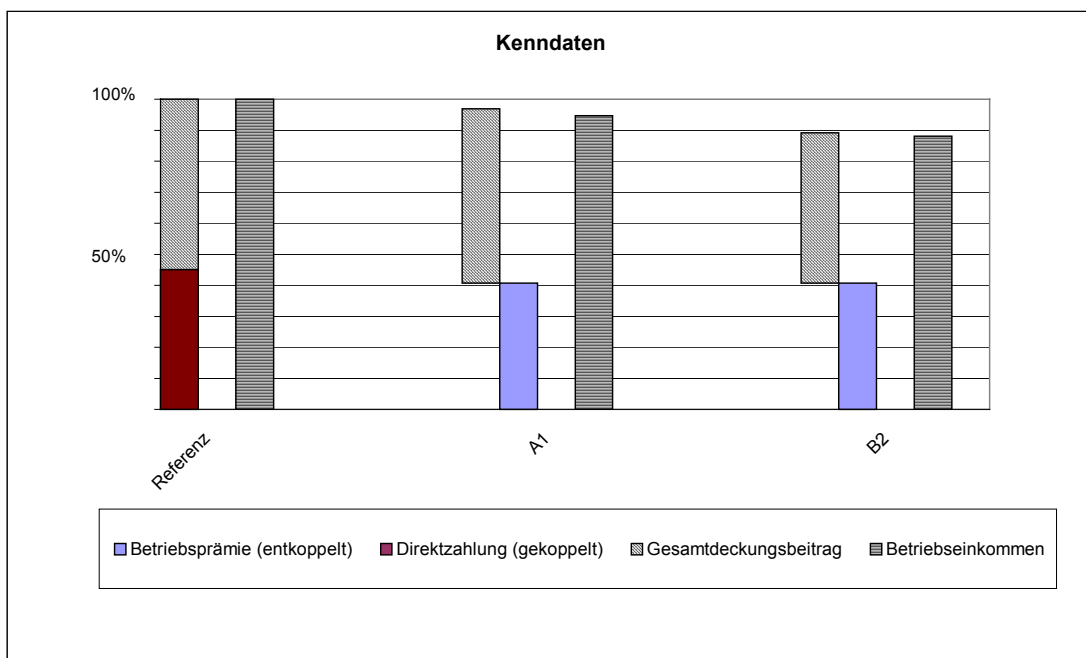
## 7.2.2 Ökonomische Bewertung der Szenarien

Mit einer von der EU-Kommission vorgeschlagenen vollständigen Entkopplung der Direktzahlungen ändert sich infolge der veränderten wirtschaftlichen Vorzüglichkeit der Produktionsverfahren das Produktionsprofil der Landwirtschaftsbetriebe.

Mit der veränderten Produktionsstruktur sinken die Einkommen der Unternehmen im Einzugsgebiet der Unstrut. Für den sektoralen Bereich muss festgestellt werden, dass sich Einkommensverluste von ca. 5 % für das Liberalisierungsszenario, also bei vollen Wettbewerbshandeln, einstellen.

Die Einkommensverluste durch das ökologisch betonte B2-Szenario werden hier noch vergrößert. Auch finanzielle Unterstützungen (z.B. Prämien / Beihilfen für Maßnahmen zur Fruchtartendiversifizierung) zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung können die Einkommensdefizite, die ca. 12 % ausmachen, nicht kompensieren.

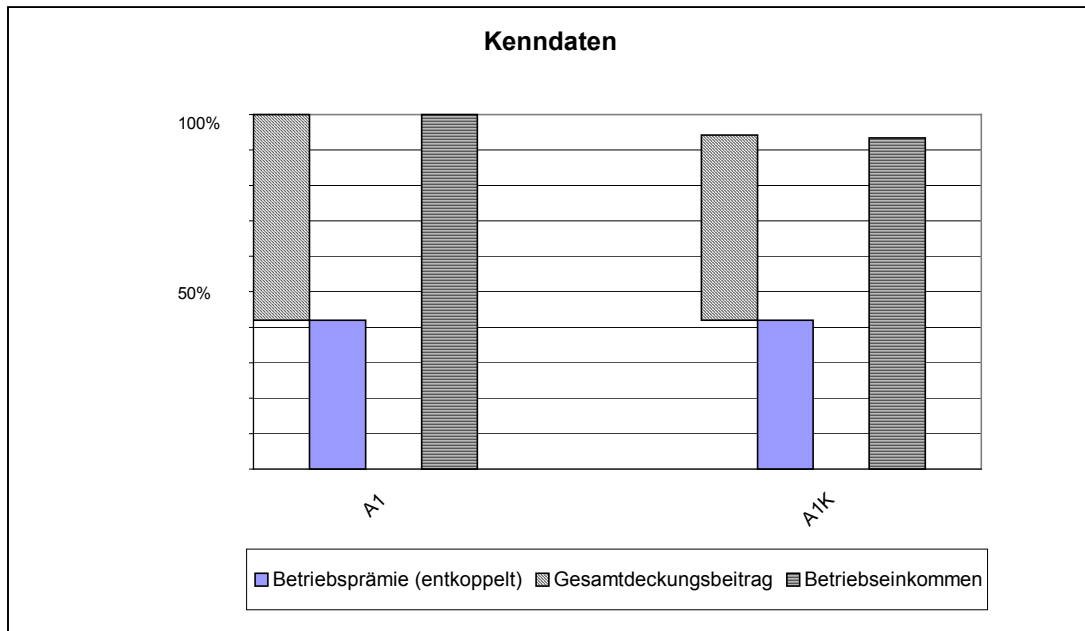
Die Einkommensverluste in den Wandelszenarien A1 und B2 sind auf den hohen Anteil der Degression in Tranchen über 50.000 €, bei Kürzungssätzen von 19,0 % (Abbildung 70, Tabelle 32) zurückzuführen. Insgesamt sind mit Kürzungen von 17,7 % zu rechnen, das sind 68 €/ha LF. Auf die Tranche 5.000-50.000 € entfallen lediglich 10,6 %. Insgesamt 89,4 % der Kürzungen entfallen auf die Tranche über 50.000 € und nur ein Drittel der realen Kürzungen stehen zur weiteren Finanzierung für Maßnahmen der ländlichen Entwicklung zur Verfügung (STRÜMPFEL, HEROLD 2003).



**Abbildung 70: Vergleich der Wandelszenarien für ausgewählte Parameter**

Das Szenario A1K beschreibt für einen zweiten Zeithorizont (2046-2055) sowohl agrarpolitische, als auch klimatische Veränderungen mit den betriebswirtschaftlichen Auswirkungen (Impakts).

Im direkten Vergleich A1 und A1K (Tabelle 32, Abbildung 71) wird alleine die Klimawirkung deutlich. Die Hochrechnungen weisen hier zusätzliche Einkommensverluste in A1K von ca. 6,5 % aus.



**Abbildung 71: Vergleich des Szenarios A1 mit dem klimabeeinflussten Szenario A1K für ausgewählte Parameter**

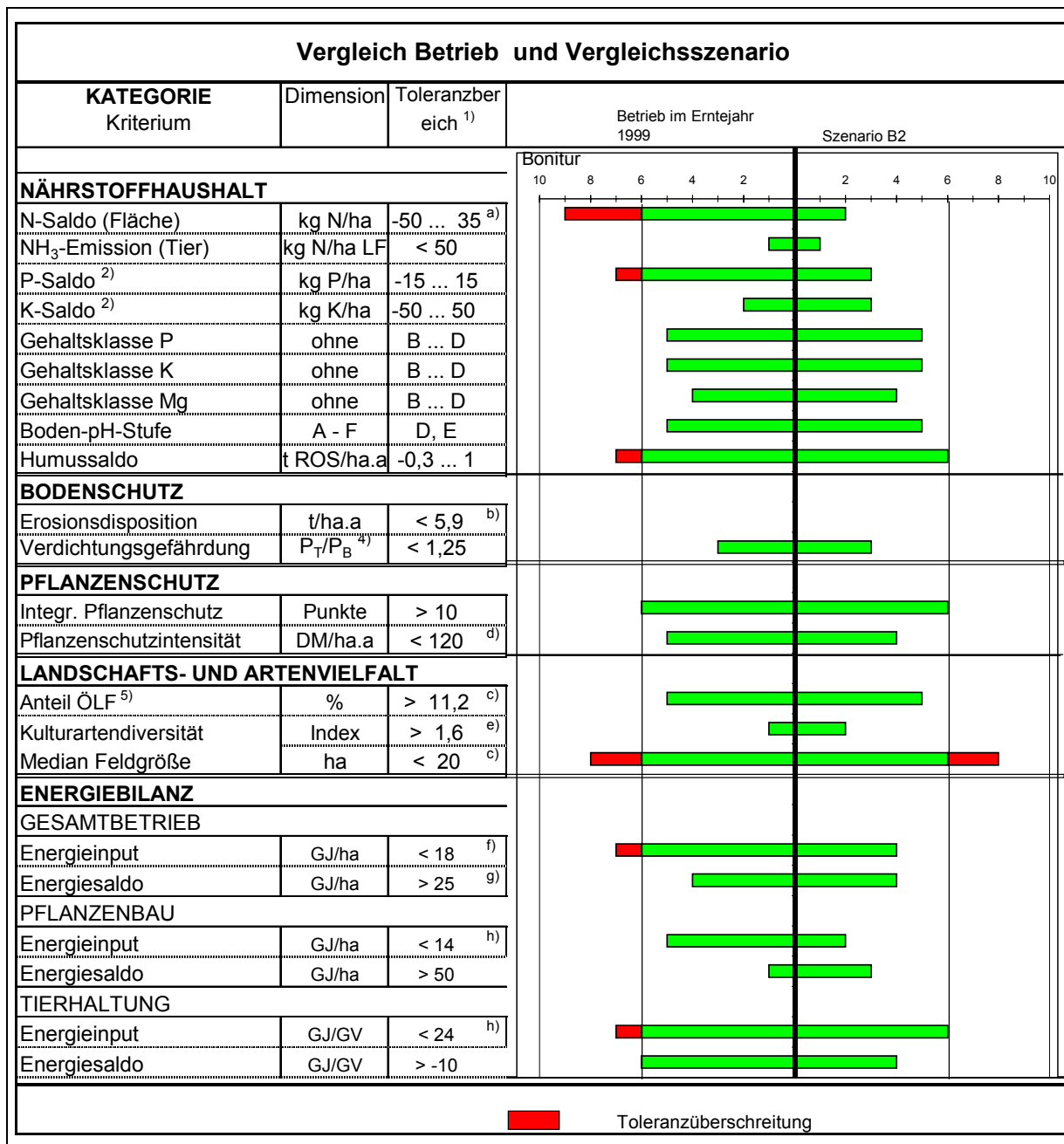
### 7.3 Wirkung einzelbetrieblicher Planungen auf die ökologische Situation

Für einen Auswahlbetrieb wurde exemplarisch eine KUL-Analyse (Kap. 4.1.3, s. S. 42) für das Ökologisierungsszenario B2 simuliert (Anlage A3), welches dem Ist-Zustand für das Wirtschaftsjahr 1998/1999 gegenübergestellt wird.

Auf die Veränderung agrarpolitischer Rahmenbedingungen für die Wandelszenarien (Kap. 3.2, s. S. 23) wird in der betrieblichen Praxis mit angepassten Betriebskonzeptionen reagiert, die sich in der Veränderung von Landnutzungen (Anbaustrukturen) niederschlagen.

Unter der veränderten Landnutzung des Szenarios B2 (Ökologisierung) mit angepassten Düngungsstrategien (TLL Düngungsempfehlungen) (Kap. 4.3, s. S. 49) verändert sich die KUL- Auswertung wie folgt (Abbildung 72):

Im Szenario B2 wird der durchschnittliche Getreideertrag mit 64,5 dt/ha als Grundlage für die Düngerbedarfsrechnung genommen. Mit einem an die Bedarfsrechnung angepassten Mineraldüngerzukauf konnte der N-Zukauf um fast 140 t reduziert werden. Der durchschnittliche N-Zukauf sank damit von 144 kg N/ha auf 64 kg N/ha.



**Abbildung 72: Vergleich einer KUL-Auswertung für den IST-Zustand mit einer simulierten KUL-Auswertung für die Landnutzung im B2-Szenario für einen Auswahlbetrieb**

Auch durch bessere Nutzung des wirtschaftseigenen Futters und Optimierung der Rationen konnte der Futterzukauf um 8 kg N/ha gesenkt werden. Damit verbessert sich der N-Saldo von 82 kg N/ha auf 12 kg N/ha.

Der Zukauf an P-Dünger wurde dagegen um ca. 16 t P erhöht, da der Entzug die Zufuhr noch überschreitet und dazu bereits auf 43 % der AF und 50 % der GF eine Unterversorgung vorliegt. Dadurch sind Auswirkungen auf die Futterqualität nicht auszuschließen.

Der P-Saldo verbessert sich mit den Maßnahmen von – 18 kg P/ha auf – 7 kg/ha. Da der unkorrigierte Saldo ohne Berücksichtigung des Zusatzbedarfs der unterversorgten Flächen zur langfristigen Überleitung in die optimale Gehaltsklasse „C“ bei 2 kg/ha liegt, ist bereits ohne höhere Belastung der Gewässer ein innerbetrieblicher Ausgleich möglich (Aushagerung der übersorgten Flächen bei gleichzeitiger Verbesserung des Status der unterversorgten Flächen).

Infolge der merklichen Reduzierung des N-Zukaufs und des reduzierten Futterzukaufs verbessert sich auch der Energieinput in den Betrieb. Zur Herstellung des N-Düngers ist ein vergleichsweise hoher Energieaufwand erforderlich, der so eingespart werden kann. Auch für die Bereitstellung von Mischfutter und Konzentraten sind hohe energetische Aufwendungen für die Produktion, Verarbeitung und Transport zu veranschlagen, die als Prozessenergie zusammengefasst werden. Der durchschnittliche direkte und indirekte Energieverbrauch je ha konnte daher von 20 GJ/ha auf 16 GJ/ha gesenkt werden. Durch die niedriger angesetzten Durchschnittserträge verringert sich andererseits der energetische Output der Pflanzenproduktion, so dass der Energiesaldo für den Gesamtbetrieb etwa gleich bleibt. Die Input-Minderung der Tierhaltung bei gleicher Leistung führt auch hier zu einer merklichen Verbesserung des Energiesaldos.

Durch die bedarfsgerechte Düngung, die nach TLL-Düngungsempfehlungen unter Zugrundelegung mittlerer Erträge ermittelt wurde, liegen die Nährstoffsalden gut im Toleranzbereich.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei bedarfsgerechter Düngung keine unzulässigen Nährstoffsalden auftreten und damit unzulässige Nährstoffeinträge in die Umwelt vermeidbar sind. Wichtig ist dabei, dass die der Bedarfsanalyse zugrunde liegenden Erträge den Standortbedingungen entsprechen und keine für den Standort unrealistischen bzw. nur in sehr guten Jahren erreichbaren Erträge eingesetzt werden.

## 8 Zusammenfassende Gegenüberstellung der Szenarien

Es wurden neben dem Referenzszenario, das auf der Status-quo-Analyse beruht, die Szenarien A1 und B2 mit unterschiedlichen Bearbeitungsstufen analysiert. Die unterschiedliche Bearbeitungstiefe resultiert aus dem Projektablauf. Durch Mitarbeiterwechsel im PIK, bei dem die Koordination des Teilprojektes Unstrut bis zum Ausscheiden der Teilprojektsprecherin lag, konnte die ökosystemare Wirkungsanalyse für das Wandelszenario B2 nicht vorgenommen werden.

Die Szenarien lassen sich wie folgt gegenüberstellen.

1. Beim **Referenzszenario**, das auf der Status-quo-Analyse aufsetzt, wurde hinsichtlich der Landnutzung die vollständige Umsetzung der AGENDA-2000-Beschlüsse in Ansatz gebracht (s. Tabelle 3). Als Abbildungsjahr wird das Jahr 2010 angesetzt. Die verfügbare Ackerfläche wird konstant gehalten, da unter den politischen Bedingungen der Agenda 2000 weder eine Ausdehnung noch ein Umbruch von Grünland zu erwarten ist.

Für die Wasserhaushaltsberechnungen wurde als Referenzzeitraum die Dekade 1990 – 2000 herangezogen. Die Ergebnisse weisen hinsichtlich der pflanzenverfügbares Wasserversorgung ein Transpirationsdefizit aus, das je nach Bodenart und Standort zwischen 20 und 140 mm liegt.

Hinsichtlich des Stoffhaushalts können demzufolge auf Vega- und Braunerde-Tschernosemen mit geringem Transpirationsdefizit über stabile Erträge und N-Entzüge niedrige N-Überschussalden realisiert werden. In Verbindung mit geringen Abflussmengen ist das N-Verlagerungsrisiko deshalb sehr gering. Auf den Vega-Standorten kommt allerdings eine N-Fracht hinzu, die durch grundwasserbedingte Herauslösung aus dem unteren Bereich der Wurzelzone zustande kommt. Aufgrund der geringen Austauschrate des Bodenwassers kann es auf den grundwasserfernen Vegen bei sehr geringen N-Austrägen über mehrere Jahre zu einer Anreicherung von Nitrat in der Wurzelzone kommen, das ~~aber~~ in niederschlagsreichen Jahren über den abwärtsgerichteten Bodenwasserfluss und das auf- und wieder abwärtsströmende Grundwasser unter der Entwässerungswirkung des Flusses in höheren Mengen auswaschungsgefährdet ist. Die Amplitude der N-Austräge **zwischen** den Jahren kann deshalb auf den Vegen groß sein.

Der Gley ist hinsichtlich seiner Verlagerungsdisposition mittelmäßig einzustufen. Die Grundwassernähe kann in feuchten Jahren über Sauerstoffmangel in der Wurzelzone zu Ertragsdepressionen und damit unvermeidbaren N-Überschuss-Salden führen. In niederschlagsarmen Jahren können dagegen trockenheitsbedingte Wuchseinschränkungen durch Aufnahme von Grundwasser kompensiert werden. Der unvermeidbare N-Austrag ist aber aufgrund der hohen Austauschrate des Bodenwassers im mittleren Bereich anzusiedeln und weist daraufhin, dass auch der anzustrebende N-Überschuss-Saldo nicht wesentlich unter 30 kg/ha\*a liegen kann.

Die Tonmergel-Rendzina-Standorte besitzen das höchste Verlagerungs-Risiko. Es ist davon auszugehen, dass hohe Konzentrationen in Jahren mit hohen Abflüssen die Folge von Anreicherungen von N-Überschuss-Salden in trockenen Jahren sind. Niederschlagsdefizite können durch Aufnahme von Bodenwasser nur begrenzt für eine stabile Ertragsbildung kompensiert werden. Ein beobachteter früher Tracerdurchbruch und geringes Verweilzeitvolumen des Tracers weisen aber auch daraufhin, dass Nitrat über bevorzugte Fließbahnen aus der Ackerkrume bis unter die Wurzelzone verlagert wird.

Da die Hauptfracht des N-Eintrages aus den Speisungsgebieten kommt und die Entlastungsgebiete ein hohes Denitrifikationspotenzial besitzen, wird aus Gründen des Nitratreintrags in die Gewässer eine Umwidmung von Ackerland in extensives Grünland im Auenbereich nicht für notwendig gehalten.

Die Berechnungen der Gewässergüte mit MONERIS weisen für das Referenz-Szenario gegenüber dem Zustand 1999 einen Rückgang des Stickstoffaustrages im Einzugsgebiet des Pegels Oldisleben um 5% aus. Der Anteil an grundwasserbürtigen Stickstoffeinträgen in die Gewässer wird bei einem Rückgang um ca. 8% bei fast unverändert 50% liegen.

Die Landwirtschaftsbetriebe erzielen nach Umsetzung der AGENDA 2000 Betriebseinkommen von ca. 576 €/ha (Vergleich: 657 €/ha Betriebseinkommen der Testbetriebe Thüringens im Mittel der Jahre 2000/01, 2001/02, 2002/03).

2. Das *A1-Szenario* (Globalisierungsszenario) ist bezüglich der Landnutzung unter den Bedingungen der Liberalisierung ohne Wirkung des Klimawandels und in einem modifizierten Szenario (A1K) mit Liberalisierung und Klimawandel betrachtet worden. Das Anbauverhältnis unter dem ökonomischen Wandelszenario A1 zeichnet sich durch eine liberalisierte Entwicklung des Agrarmarktes aus und ist von der Verpflichtung geprägt, dass mindestens 10% der Anbaufläche der Stilllegung unterliegen. Der Getreideanteil darf höchstens 66% der Anbaufläche betragen. Der Rapsanteil wird sich zwar um 5,3% erhöhen, jedoch wird er durch Standort- und Marktfaktoren wie dem Biodieselabsatz begrenzt und sich bei 20% einstellen.

Das klimagesteuerte Wandelsszenario *A1<sup>K</sup>* unterscheidet sich vom ökonomischen Wandelsszenario dadurch, dass der Getreideanteil (bedingt durch höheren Anteil von Sommergetreide) in der Anbaufläche höher sein wird. Die Ertragsberechnungen, die für dieses Szenario durchgeführt wurden, ergaben jedoch, dass es in den meisten Fruchtarten zu Ertragseinbußen kommen kann, die bis zu 23 % betragen können. Lediglich für Mais und Sonnenblumen wird es im Mittel über die betrachteten Kreise zu Ertragserhöhungen kommen (s. Tabelle 24).

Die Wasserhaushaltsberechnungen für das Szenario A1 ergeben einen Rückgang der klimatischen Wasserbilanz, dessen stärkste Ausprägung für den Zeitraum 2018 bis 2022 prognostiziert ist. Dies führt zu einer prognostizierten Abnahme der



Grundwasserstände, die sich in den Speisungsgebieten stärker auswirken als in den Entlastungsgebieten.

In der Gesamtfläche wird sich das Transpirationsdefizit verstärken, was sich auch auf die Wälder auswirken wird. Die Gebiete, die heute bereits unter Trockenstress leiden, wie die Ränder der Talbereiche und werden davon noch stärker betroffen sein. Die berechneten Ertragseinbußen sind eine Folge davon.

Sowohl Wasserhaushalt als auch Ertragsentwicklung werden Auswirkungen auf den Stoffhaushalt haben. Mit der prognostizierten Verringerung der Grundwasserneubildung sollte sich auch der N-Austrag vermindern. Da gleichzeitig aber auch die Temperaturen und damit die Mineralisierung ansteigen, zeigen die Modellberechnungen standortabhängig eine starke Zunahme der N-Austräge. Geringere Grundwasserneubildung lässt andererseits erwarten, dass über eine Verringerung der Austauschraten ein größerer Anteil des im Boden akkumulierten Stickstoffs im Folgejahr noch durch die Pflanze aufgenommen werden kann und damit das N-Verlagerungsrisiko sinkt. Wenn allerdings auf sehr trockene Jahre häufig sehr feuchte Jahre folgen, ist die Transformation von mineralischen N in das Folgejahr begrenzt. Auch unter diesem Aspekt sind Anpassungen in der Düngestrategie erforderlich. Die Berücksichtigung des Boden-Nmin-Gehaltes im Frühjahr für die Bemessung der N-Düngung könnte dann noch stärker an Bedeutung gewinnen.

Die Güteberechnungen mit MONERIS weisen für Szenarien, die den A1- und dem A1K-Szenarien vergleichbar sind, einen gegenüber dem Referenzszenario unveränderten Austrag an Stickstoff in die Gewässer aus. Beim Liberalisierungsszenario (Lib 2025; entspricht A1) wird ein Rückgang des Austrags um 8% gegenüber 1999 prognostiziert; wobei über den Grundwasserpfad 13% weniger und über die Drainage 17% weniger ausgetragen wird. Beim mit Klimaeinfluss gerechneten Szenario Swim 2025 liegt der Gesamtaustrag etwa in Höhe des Referenzszenarios.

Eine für die Talsperre Seebach exemplarische Berechnung der Bewirtschaftungssicherheit zeigt, dass in der kritischen Zeitscheibe 2018 bis 2022 die Wahrscheinlichkeit 100%iger Bereitstellung in den Sommermonaten auf unter 20% sinken wird, wobei die Defizite gegenüber dem Bedarf mit 5% nur gering sein werden.

Die Szenarien A1 und A1K gehen von entkoppelten Betriebsprämien aus. Einkommensverluste bis zu 5,2% im Vergleich zum Referenzszenario werden für das ökonomische Szenario A1 prognostiziert. Klimawirkungen für den Zeithorizont 2046-2055 ziehen Einkommensverluste im Vergleich zur Referenz bis zu 11,6 % nach sich.

3. Für das **B2-Szenario** wird es eine differenziertere Anbauverteilung geben. Die Einhaltung von Kriterien zur Fruchtartendiversifizierung, wie der jährliche Anbau von 4 Hauptfruchtarten bei min.10 % und max. 30 % der Ackerfläche und der Anbau einer Leguminose auf min. 5 % der Ackerfläche ermöglichen den Landwirtschaftsbetrieben die Inanspruchnahme von Prämienzahlungen. Dennoch sinkt auch bei Erfüllung dieser Kriterien das Betriebsseinkommen unter das Niveau von A1 und A1K.

Eine für einen Auswahlbetrieb exemplarisch durchgeführte KUL-Analyse unter der Bedingung angepasster Düngerstrategien erbrachte eine Verringerung des N-Saldos.

Die MONRIS-Berechnungen für ein Ökologisierungsszenario (Sc\_max) weisen eine signifikante Senkung (um 36% gegenüber 1999) des Gesamtstickstoffaustrags in die Gewässer für das Einzugsgebiet Pegel Oldisleben aus. Hauptanteil am Rückgang haben hier vor allem die Austragspfade Drainage, Erosion und urbane Flächen.

Eine Stakholderbefragung untermauert den IPCC-Rahmen für B2 mit Daten/ Trends zur Zukunftsplanung von Landwirten des Gebietes. Danach wird in den kommenden Jahren ein rückläufiger Trend in der Arbeitskräfteentwicklung gesehen. Eine Ausdehnung von Grünland ist nicht zu erwarten. Die Tierbestandsentwicklung wird weitestgehend als konstant bewertet, nur die Milchviehhaltung könnte sich entsprechend der Entwicklung des Leistungsniveaus der Milchleistung rückläufig vollziehen. Insgesamt wird ein ökologisch nachhaltiges Wirtschaften als Instrumentarium zur Anerkennung der Landwirtschaft durch die Gesellschaft / Öffentlichkeit betrachtet. Jedoch sind auch dafür die entsprechenden langfristigen zukunftsweisenden Rahmenbedingungen notwendig, um den Betrieben eine solide wirtschaftliche Basis für ihr Handeln zu geben. Im Gegenzug wird eine betriebliche Umweltbewertung zur Vertrauensbildung gegenüber der Öffentlichkeit, Naturschutz und Produktabnehmern angesehen.

Ein nach den betrachteten Hauptindikatoren zusammengefasster Überblick über die Szenario-Analysen gibt die Tabelle 33.

Tabelle 33: Tabellarische Zusammenstellung der Wandelsszenarien

Hauptindikator	Referenzszenario Status Quo	Szenario A1		Szenario B2
		A1	A1 <sup>K</sup>	
<b>Landnutzung (Anbauverhältnisse im Sektor Landwirtschaft)</b>	Ackerfläche bleibt konstant keine Ausdehnung der Grünlandfläche  Fruchtfolge ist getreidedominiert	max. Getreideanteil 66 %  Stilllegung steigt: (Verpflichtung: 10 %)  Getreideanteil sinkt	max. Getreideanteil 66 %  Stilllegung wie A1 (Verpflichtung: 10 %)  Getreideanteil höher als in A1	Min./Max. Fläche je HFA 10 % ... 30 %  Min. Fläche Leguminose 5 %  Ziel: Fruchtartendiversifizierung mit Prämierung  Getreideanteil niedriger als in Referenz  Leguminosenanteil steigt
<b>Wasserhaushalt</b>	Transpirationsdefizit zwischen 20 ... 140 mm/a  Problembereiche in Auenbereichen und an den Rändern des Tieflandes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jahresniederschlag sinkt; bei Zunahme von Extremereignissen</li> <li>• Klimatische Wasserbilanz: bis zu 100 mm/a niedrigeres Wasserdargebot</li> <li>• Defizite vor allem auf den Winter zurückzuführen; im Sommer leicht höher als im Status quo</li> <li>• Transpirationsdefizit zusätzlich auch in Waldgebieten</li> <li>• Grundwasserstände sinken in Speisungsgebieten stärker als in Entlastungsgebieten.</li> </ul>		nicht berechnet
<b>Wasser-Bewirtschaftung</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wahrscheinlichkeit 100%iger Bereitstellung sinkt auf 10 ... 40%</li> <li>• Bereitstellungsdefizite: bei 5 % des Bedarfs</li> <li>• Grundwasser: keine Bereitstellungsdefizite zu erwarten, da Kapazität derzeit nur zu 38% ausgenutzt</li> </ul>		nicht berechnet

<b>Stoffhaushalt</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>StickstoffsAuswaschung in ertragsschwächeren Boden der S-Gebiete, da N-Angebot durch Wasserdefizit nicht ausgeschöpft werden kann</li> <li>in Gebieten mit Trockenstress und hoher Steinigkeit präferenzierter Fluss; dadurch hohe Verlagerungsgefährdung</li> </ul> <p>MONERIS (<i>Ref 2025</i>):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Rückgang N-Austrag zu 1999 um 5%</li> <li>GW und Dränage jeweils um ca. 8% Rückgang</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Weitere Verringerung der GWN und geänderte Niederschlagsverteilung führt zu höherer Stickstoffverlagerungsgefahr gegenüber Referenz</li> <li>Zunahme von präferenzialen Flüssen (begünstigt durch Zunahme der Niederschlags-Extremereignisse) erhöht ebenfalls N-Verlagerungsgefahr; Verdünnungseffekte sind jedoch möglich</li> <li>Temperaturanstieg begünstigt Verlagerungsgefahr durch erhöhte Mineralisierung</li> <li>Sinkende Grundwasserstände auch in Auenbereichen können Denitrifikation begünstigen</li> </ul> <p>MONERIS (<i>Lib 2025</i>):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Rückgang N-Austrag um 8% zu 1999</li> <li>davon GW um 13%</li> </ul>	<p>MONERIS (<i>Swim 2025</i>):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Rückgang N-Austrag um 5% zu 1999</li> </ul> <p>davon GW um 11%</p>	<p>KUL-Berechnungen: (ein Beispielbetrieb)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Verbesserung des N-Saldos auf 14% durch verändertes Düngerregime</li> <li>Senkung des indirekten Energieverbrauchs (durch Minderung von N- und Futterzukauf) um 20%</li> </ul> <p>MONERIS (<i>Sc_max</i>):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Rückgang der Stickstoffausträge um 36% gegenüber 1999 durch die Pfade Erosion, urbane Flächen und Dränage</li> </ul>
<b>Betriebswirtschaft (Ertragsberechnungen SWIM)</b>	nicht berechnet	nicht berechnet	<p>Vergleich zu Status-quo:</p> <p>Ertragsrückgänge bei Getreide zwischen 16% und 23%</p> <p>Ertragsrückgang Raps: 20%</p> <p>Ertragsrückgang Leguminosen: 14%</p>	nicht berechnet
<b>Betriebswirtschaft (betriebsbezogen)</b>	<p>Direktzahlung (gekoppelt)</p> <p>45 % des Gesamtdeckungsbeitrages sind Direktzahlungen</p>	<p>Betriebsprämie (entkoppelt)</p> <p>Einkommensverluste von 5,4 % im Vergleich zur Referenz</p>	<p>Betriebsprämie (entkoppelt)</p> <p>Einkommensverluste von 11,6 % im Vergleich zur Referenz</p> <p>Einkommensverluste von 6,6 % im Vergleich zu A1</p>	<p>Betriebsprämie (entkoppelt)</p> <p>Einkommensverluste von 12,0 % im Vergleich zur Referenz</p>

## 9 Zusammenfassung

### *Untersuchungsgebiet*

Im Teilprojekt Unstrut des BMBF-Forschungsprojektes GLOWA-Elbe wurden für das Einzugsgebiet der Unstrut als landwirtschaftlich geprägte Region mit Mittelgebirgscharakter die Auswirkungen des Globalen Wandels auf den landwirtschaftlichen Sektor und auf den Wasser- und Stoffhaushalt untersucht.

Die Unstrut ist das zentrale Fließgewässer des Thüringer Beckens. Sie besitzt ein Einzugsgebiet von 6.367 km<sup>2</sup>, das sowohl topographisch als auch klimatologisch stark differenziert ist. Die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet ist stark durch die Luv- und Lee-Wirkung umliegender Höhenzüge gekennzeichnet.

Die überaus fruchtbaren Böden in den Auen (Feuchtschwarzerden und Löß) begründen den Ruf des Thüringer Becken als einer der besten Agrarstandorte Deutschlands. 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.

Die Untersuchungen im Unstrut-Einzugsgebiet zur ökosystemaren Wirkungsanalyse der Auswirkungen der Wandelszenarien auf die Gewässerqualität und die laterale Abflussdynamik erfolgten in genesteter Form für das Einzugsgebiet bis zum Pegel Nängelstedt (716 km<sup>2</sup>). Für Untersuchungen und Berechnungen zur Landnutzung und zur Gewässergüte wurde ein größerer Untersuchungsraum (Pegel Oldisleben, 4174 km<sup>2</sup>) gewählt.

### *Methodik*

Die Methodik folgte dem Integrativen Ansatz des GLOWA-Elbe-Projektes, der auf die Verhältnisse und die speziellen Fragestellungen innerhalb des Unstruteinzugsgebietes zugeschnitten wurde (Kap. 3).

Ausgehend von den IPCC-Szenarien wurden **Landnutzungsszenarien** (Kap. 4) für ein Referenzszenario und die ökonomischen Wandelszenarien A1 und B2 erstellt. Die Landnutzungsszenarien wurden anhand von fünf Auswahlbetrieben ermittelt und auf die Gesamtanbaufläche hochgerechnet. Die Hochrechnung erfolgte mit betriebspezifischen ~~beruht auf~~ Multiplikatoren. Aus der Gesamtzahl der Betriebe im Untersuchungsraum erfolgte nach einem speziellen Klassifizierungsverfahren die Auswahl typischer Landwirtschaftsbetriebe. Das Verfahren zur Betriebsauswahl und die Hochrechnungen wurden am Status-quo-Zustand getestet. Nach Ermittlung der Wasserhaushalts- und

Ertragsbedingungen unter dem Szenario A1 wurde eine Rückkopplung zur Landnutzung hergestellt und ein klimagesteuertes Landnutzungs-Szenario A1<sup>K</sup> errechnet.

In der *ökosystemaren Wirkungsanalyse* (Kap. 5) wurden Wasserhaushalts- und Stoffhaushalts-Modellierungen in mehreren Untersuchungsebenen vorgenommen. Begleitend dazu wurden in einem Kerngebiet des Untersuchungsraumes 2, im Altengotternschen Ried, **Messungen** der Wasser- und Stoffflüsse sowohl an Lysimetern als auch an Grundwassermessstellen durchgeführt. Sie dienten einerseits der Aufklärung des Prozessverständnisses im Status quo und Referenzszenario, andererseits konnten durch die Messungen neu entwickelte Modellierungswerkzeuge getestet werden. Messungen zu Grundwasserdynamik und -beschaffenheit im Gesamtgebiet dienten der Kalibrierung des Grundwassermodells und der Darstellung des Status quo sowie Ableitungen für das Referenzszenario hinsichtlich der Beschaffenheit.

Die wesentlichen *Modellierungen* der Szenario-Entwicklungen wurden mit dem NA-Modell ArcEGMO, zu dem ein Kopplungstool zu einem Grundwasserströmungsmodell MODFLOW entwickelt wurde, durchgeführt. Zum Aufbau des Grundwassermodells für den Raum bis Pegel Nängelstadt waren zunächst umfangreiche Datenaufbereitungen zur Hydrogeologie notwendig. Unter Anwendung eines neu entwickelten PSCN-Moduls für ArcEGMO, das die pflanzliche Wasser- und Stoffaufnahme berücksichtigt, wurden die wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen und die Stickstoffausträge innerhalb des Untersuchungsraumes 2 (Pegel Nängelstedt), jeweils für einen Referenzzeitraum (1990 – 2000) und für die wahrscheinlichste Klimaentwicklung des Szenarios A1 berechnet. Dafür kam ein ebenfalls neu entwickelter Fruchtfolgengenerator für das ArcEGMO zum Einsatz. Für insgesamt drei wahrscheinliche Klimaentwicklungen wurde die zeitliche Entwicklung der Wasserhaushaltsgrößen berechnet und, bezogen auf die Talsperre Seebach, Bewirtschaftungsdefizite ausgewiesen.

Weiterhin wurden mit dem Programm MONERIS Gewässergütemodellierungen der Unstrut für den Untersuchungsraum 1 (Pegel Oldisleben) unter Status-quo-Bedingungen durchgeführt.

Ertragsberechnungen aus dem Programmsystem SWIM, die in die Betriebsplanungsrechnung integriert worden sind, sind Grundlage der Landnutzung des Szenarios A1<sup>K</sup>. In der betriebswirtschaftlichen Wirkungsanalyse wurden die 5 Auswahlbetriebe des Untersuchungsgebietes Raum 2 mittels Betriebsplanungsrechnung auf ihre ökonomischen Reaktionen und Verhaltensmuster hin untersucht. Dies erfolgte neben dem Referenzszenario für die Szenarien A1, A1K und B2. Exemplarisch für einen Auswahlbetrieb wurde für das Ökologisierungsszenario B2 eine KUL-Analyse durchgeführt. Mit dieser wurde unter der veränderten Landnutzung des Szenarios B2 mit angepassten Düngungsstrategien die Veränderung ökologischer Produktionsindikatoren gegenüber einem Vergleichszeitraum 1998/99 errechnet.

## ***Ergebnisse der Szenariountersuchungen***

Für die Fragestellungen der Untersuchungen zum Globalen Wandel im Elbeeinzugsgebiet konnten im Unstruteinzugsgebiet, als landwirtschaftlich geprägtes Teilgebiet folgende Ergebnisse erzielt werden.

1. Das ***Referenzszenario*** setzt bezüglich der Landnutzung auf den Status-quo-Bedingungen auf; die AGENDA 2000-Bedingungen werden in Ansatz gebracht, so dass von keiner Veränderung der Ackerfläche ausgegangen wird.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltsberechnungen weisen hinsichtlich der pflanzenverfügbaren Wasserversorgung ein Transpirationsdefizit, je nach Bodenart und Standort, zwischen 20 und 140 mm aus.

In ertragsschwächeren Böden der Speisungs-Gebiete kommt es zu Stickstoffauswaschung, da das Stickstoffangebot durch Wasserdefizit insbesondere in Trockenjahren nicht immer ausgeschöpft werden kann. In Gebieten mit Trockenstress und hohem Tongehalt der Böden führt präferenzierter Fluss zu hoher Verlagerungsgefährdung. Auf den tiefgründigen Vegen in der Auenniederung und Lössböden im Speisungsgebiet ist die N-Verlagerungsgefahr dagegen gering, weil aufgrund der hohen pflanzenverfügbaren Wassermenge über stabile Erträge und N-Salden geringe N-Überschuss-Salden realisierbar sind und aufgrund geringer Sickerwassermengen Nitrat über mehrere Jahre in der Wurzelzone verbleibt und von der Folgefrucht noch aufgekommen werden kann.

Die Landwirtschaftsbetriebe erzielen nach Umsetzung der AGENDA 2000 Betriebseinkommen von ca. 576 €/ha.

2. Das ***A1-Szenario*** ist das Wandelszenario, das durch Globalisierung der Weltwirtschaft und Liberalisierung des Agrarmarktes bestimmt wird. Bezüglich der ist es von der Verpflichtung geprägt, dass mindestens 10% der Anbaufläche der Stilllegung unterliegen.

Die Wasserhaushaltsberechnungen für das Szenario A1 ergeben einen Rückgang der klimatischen Wasserbilanz, dessen stärkste Ausprägung für den Zeitraum 2018 bis 2022 prognostiziert ist. Dies führt zu einer prognostizierten Abnahme der Grundwasserstände, die sich in den Speisungsgebieten stärker auswirken als in den Entlastungsgebieten. Obwohl mit der prognostizierten Verringerung der Grundwasserneubildung sich auch der N-Austrag vermindern sollte, zeigen die Modellberechnungen jedoch standortabhängig eine Zunahme der N-Austräge, die mit einer verringerten Ertragsstabilität und häufigeren Starkregenereignissen erklärt wird. Geringere Grundwasserneubildung lässt andererseits erwarten, dass über eine Verringerung der Austauschraten ein größerer Anteil des im Boden akkumulierten Stickstoffs im Folgejahr noch durch die Pflanze aufgenommen werden kann und damit das N-Verlagerungsrisiko sinkt. Voraussetzung ist aber, dass der Boden-Nmin-Gehalt

im Frühjahr bei der N-Düngungsbemessung berücksichtigt wird. Wenn allerdings auf sehr trockene Jahre häufig sehr feuchte Jahre folgen, ist die Transformation von mineralischem N in das Folgejahr begrenzt. Auch unter diesem Aspekt sind Anpassungen in der Düngestrategie erforderlich. Mit einer Verstärkung der Heterogenität der Niederschlagsverteilung wird erwartet, dass sich vor allem in den heute schon trockenen Regionen die kritische Situation für die Gewässerqualität verschärfen wird.

Eine exemplarische Berechnung der Bewirtschaftungssicherheit zeigt, dass in der kritischen Zeitscheibe 2018 bis 2022 die Wahrscheinlichkeit 100%iger Bereitstellung in den Sommermonaten auf unter 20% sinken wird, wobei die Defizite gegenüber dem Bedarf mit 5% nur gering sein werden.

Nach Ermittlung der Wasserhaushalts- und Ertragsbedingungen unter dem Szenario A1 wurde eine Rückkopplung zur Landnutzung hergestellt und ein klimagesteuertes Landnutzungs-Szenario A1K errechnet. Die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen der Szenarien A1 und A1<sup>K</sup> gehen von einer entkoppelten Betriebsprämie aus. Einkommensverluste werden von ca. 5 % im Vergleich zum Referenzszenario für das ökonomische Szenario A1 prognostiziert; unter zusätzlichen Klimawirkungen werden die Einkommensverluste im Vergleich zur Referenz bis zu 11,6 % betragen.

3. Für das **Szenario B2** (Ökologisierung) wird es eine differenziertere Anbauverteilung geben, da Maßnahmen der Fruchtartendiversifizierung berücksichtigt werden müssen.

Betriebswirtschaftlichen Kenndaten weisen für dieses Szenario eine gegenüber dem A1 und A1K-Szenario noch niedrigeres Betriebseinkommen aus, die durch finanzielle Unterstützungen nicht ausgeglichen werden können.

Eine für einen Auswahlbetrieb exemplarisch durchgeführte KUL-Analyse (s. Anlage A5) unter der Bedingung angepasster Düngerstrategien erbrachte eine Verringerung des N-Saldos.



## 10 Literaturverzeichnis

- BECKER, A., 1983: Grundlagen, Einzugsgebietsmodelle und Arbeitstechniken zur Berechnung von Durchflußmeßreihen aus meteorologischen Größen; In : Mitt. des Institutes für Wasserwirtschaft, Heft 46, Berlin, VEB Verlag für Bauwesen.
- BECKER, A., BEHRENDT, H. (1999). Auswirkung der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. BMBF Projekt, Zwischenbericht 1999.
- BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W., PFÜTZNER, B. (2002): The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watershed Hydrology (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., LEY, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-texte, 75/99, 288 S.
- BEHRENDT, H. (2004): Mögliche Auswirkungen von Änderungen des Klimas und in der Landwirtschaft auf die Nährstoffeinträge und -frachten. In: Abschlussdokumentation GLOWA Elbe. PIK-Report (in Vorbereitung)
- BREITSCHUH, G.; ECKERT, H.; ROTH, D. (1994): EULANU; Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung. Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft; Schriftenreihe Heft 10/1994
- CHRISTOPHER, T.W. (2002): Python Programming Patterns. Prentice Hall PTR Upper Saddle River 2002.
- CLAUSING, TH. (2003): MONERIS-Simulation der Gewässergüte im Einzugsgebiet der Unstrut im Rahmen des GLOWA-Elbe-Projektes, unveröff. Dokumentation, PIK, Januar 2003.
- CYPRIS, C. (2000): Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell RAUMIS, Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V., H.313
- DEGNER, J.; RICHTER, G. & BREITSCHUH, G.; (2002): Vermehrte Eigenerzeugung von proteinreichen Konzentratfuttermitteln In: Neue Wege in der Tierhaltung. KTBL-Tagung 10.-11. April 2002. KTBL-Schrift 408
- DIERSCH, H.-J.G. (1998): Gekoppelte numerische Modelle: Möglichkeiten und Grenzen. In: Igi Niedermeyer Institute (Hrsg.): Hydrogeologische und numerische Modelle in der Wasserwirtschaft - Tagungsband 2 zum Westheimer Forum. Westheim, 1998, S. 7/1 - 14.
- FRANKO, U. (1990): C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden. Dissertation B Thesis, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin.
- GLUGLA, G. (1969): Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden. Albrecht-Thaer-Archiv, 13, 371-376.

- GÖMANN, H. (2004): Perspektiven der Landbewirtschaftung im deutschen Elbegebiet unter dem Einfluss des globalen Wandels. In: Abschlussdokumentation GLOWA Elbe. PIK-Report (in Vorbereitung)
- HARBAUGH, A. W., BANTA, E. R., HILL, M. C., McDONALD M.G. (2000): MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model - User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process, U.S. Geological Survey, Open-File Report 00-92
- HENRICHSMEYER, W.; CYPRIS, C.; LÖHE, W.; MEUDT, M.; SANDER, R.; SOTHEN, F. VON; ISERMEYER, F.; SCHEFSKI, A.; SCHLEEF, K.-H.; NEANDER, E.; FASTERDING, F.; HELMCKE, B.; NEUMANN, M.; NIEBERG, H.; MANEGOLD, D.; MEIRE, T.; (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript, Bonn/Braunschweig
- HOLZHEY, G. (1976): Hydrogeologische Dokumentation der Bohrung Hy Großengottern 15/76 (Betonwerk). (unveröff. Archiv d. TLG, Nr. 2170/1976) Erfurt 1976
- HUCK (1973): Hydrogeologische Stellungnahme zur Trinkwassererschließung für die LPG 7. Oktober und das Kinderheim 'Florian Geyer' in Seebach (Krs. Mühlhausen) (unver-öff., Archiv d. TLG, Nr. 2267/1973) Erfurt 1973.
- JENTER, H.L. & SIGNELL, R.P. (1999): NetCDF: A Public Domain-Software Solution to Data-Access Problems for Numerical Modelers. U.S. Geological Survey, 1999. Forschungsbericht.
- KARTSCHALL, T. (1986): N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden. Dissertation, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin.
- KIRSCHKE, D.; ODENING, R.; DOLUSCHITZ, TH.; FOCK, K.; HAGEDORN, K.; ROST, D.; WITZKE, H.VON; (1997): Untersuchungen zur Weiterentwicklung der EU-Agrarpolitik aus Sicht der neuen Bundesländer Studie im Auftrag des MELF des Landes Brandenburg, MLN des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Sächsischen Staatsministerium LEF, MRLU des Landes Sachsen-Anhalt und TMLNF
- KLÖCKING, B., (1991): Ein Modell zur Beschreibung des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushaltes im Boden unter besonderer Berücksichtigung des Winterzeitraumes. Dissertation, TU Dresden, 135 S.
- KLÖCKING, B., B. PFÜTZNER, T. SOMMER, SCHMIDT, C. (2002): Kopplung des Einzugsgebietsmodells ArcEGMO mit einem Grundwassermodell für die Simulation des Wasserhaushalts der oberen Unstrut. In: Wittenberg, H., M. Schöniger (Hrsg.) Wechselwirkung zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 1 (ISBN 3-936514-22-4), 77-82.
- KLÖCKING, B., STRÖBL, B., KNOBLAUCH, S., MAIER, U., PFÜTZNER, B., GERICKE, A., (2003): Development and allocation of land use scenarios in agriculture for hydrological impact studies. Physics and Chemistry of the Earth, Special Issue "New approaches in river basin research and management" (accepted).
- KLÖCKING, B., SUCKOW, F. (2003): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO. In: Pfützner, B. (Ed.), Modelldokumentation ArcEGMO. <http://www.arcegmo.de>, ISBN 3-00-011190-5, 2002.

- KNAUF, D. (2000): Anwenderbeschreibung HYDRA-WSP -  
Wasserspiegellagenberechnung für gegliederte Flussprofile unter besonderer  
Berücksichtigung von Bewuchs- und Bauwerkseinflüssen; Programm-Service-  
Wasserwirtschaft Knauf.
- KNOBLAUCH, S. (2003): Dynamik der Stickstoffverlagerung in einem Flusseinzugsgebiet  
der Unstrut und Schlussfolgerungen für die Landnutzung. Landnutzung und  
Landentwicklung, 44, 122-128
- KNOBLAUCH, S. & D. ROTH (2000): Sickerwasserqualität und Stoffaustrag aus  
landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Auenniederung und im  
Wasserspeisungsgebiet. Abschlussbericht des Teilprojektes 2 des F/E-Vorhaben  
„Unstrutrevitalisierung“, 116 S.
- KOITZSCH, R. (1977): Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Boden-  
und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtenmodell. Zeitschrift für  
Meteorologie, 27/5, 302-306.
- KRYSANOVA, V.; MUELLER-WOHLFEIL, D.I.; BECKER, A. (1998): Development and test of  
a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds.  
Ecol. Model. 106 (1/2), 261-289.
- MCDONALD, M.G. & HARBAUGH, A.W. (1988): A modular three-dimensional finite-  
difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water-  
Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 p.
- NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R. (2001) Soil and water  
assessment tool – Theoretical documentation Version 2000  
(<http://www.brc.tamus.edu/swat/>). United States Department of Agriculture,  
Agricultural Research Service, Temple.
- PFÜTZNER, B., (1990): Verallgemeinerungsfähige Techniken zur rechnergestützten  
Entwicklung, Anpassung und Praxisanwendung von Einzugsgebietsmodellen. In:  
Mitteilungen des IfW, Heft 49, Verl. f. Bauwesen.
- PFÜTZNER, B., KLÖCKING, B. (2003): Hydrologische Modelluntersuchungen im  
Einzugsgebiet der Unstrut als eine wesentliche Grundlage für die  
Flussgebietsbewirtschaftung, In: M. Deutsch et al. (Hrsg.). Wasser-  
Lebensnotwendige Ressource und Konfliktstoff, Erfurter Geographischen Studien,  
Band 11 (im Druck).
- PFÜTZNER, B., LAHMER, W. & KLÖCKING, B. (2002): ArcEGMO-homepage.  
<http://www.arcegmo.de>
- REFSGAARD, J.C., B. STORM AND A. REFSGAARD (1995). Recent developments of the  
Système Hydrologique Européen (SHE) towards the MIKE SHE. IAHS Publication  
No 231, 427-434.
- REISINGER, E. (1995): Die Revitalisierung der Unstrut – Modellprojekt des Freistaates  
Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 32. Jahrgang, Heft 4, S.  
85-91
- RUSSOW, R., S. KNAPPE, H. FÖRSTEL (1996): Vergleich der Wasser- und  
Anionenbewegung in einem landwirtschaftlich genutzten Sandlöß-Braunerde und

- Löß-Schwarzerde-Boden an Hand von Lysimeteruntersuchungen. BAL-Bericht der 6. Lysimetertagung, S. 15-18
- SCHANZE, J., BIEGEL, M. (2003): Deterministische Modellierung urbaner Nährstoffeinträge in großen Flussgebieten. (in Vorbereitung)
- SCHLEGELMILCH, V. (1982): Hydrogeologische Kartierung der DDR. Blatt Bad Langensalza - 2662. Berlin 1982.
- SCHLEGELMILCH, V. (1983): Hydrogeologisches Gutachten zur Ersatzwasserversorgung für die Gemeinde Heroldshausen. (unveröff., Archiv der TLG, Nr. 2441/1983) Erfurt 1983.
- SCHLEGELMILCH, V. (1985): Hydrogeologische Abschlußdokumentation der Wassererschließungsbohrung Hy Großengottern 17/84. (unveröff., Archiv der TLG, Nr. 2139/1985) Erfurt 1985.
- SCHLEGELMILCH, V. (1987): Hydrogeologische Kurzdokumentation der Wassererschließungsbohrung Hy Großengottern 1/86. (unveröff., Archiv der TLG, Nr. 2188/1987) Erfurt 1987.
- SCHLEGELMILCH, V. (1988): Hydrogeologische Abschlußdokumentation des Leistungs-PV in Altbrunnen der Malzfabrik Thamsbrück. (unveröff., Archiv der TLG, Nr. 2174/1988) Erfurt 1988.
- SCHLEGELMILCH, V. (1989): Hydrogeologische Abschlußdokumentation der Wassererschließungsbohrung Hy Schönstedt 1/88. (unveröff., Archiv der TLG, Nr. 2149/1989) Erfurt 1989.
- SCHOLZ, G. (1997): Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern, Diplomarbeit FU Berlin
- SCHÖNIGER, M. (1990): Beitrag zur Abflußbildung und Grundwasserneubildung im paläozoischen Festgestein (Lange Bramke, Ostharz). Technische Universität Braunschweig, Inst. f. Geographie u. Geoökologie, Dissertation 1990.
- SCHREIBER, D. (1989): Hydrogeologische Studie - Vorerkundung Bad Langensalza. (unver-öff. Ergebnisbericht - Archiv Thür. Landesanst. f. Geol. - Weimar) Nordhausen 1989.
- SOMMER, T. & LUCKNER, L. (2000): Analyse und Modellierung von Grundwasserdynamik und Beschaffenheit. Abschlußbericht des TP 1 - BMBF-Forschungsprojekt „Revitalisierung Unstrutae“. Dresden 2000.
- SOMMER, TH. (2001): Grundwasserdynamik und Grundwasserbeschaffenheit in der anthropogen überprägten Flussaue der Unstrut. Proceedings des DGFZ e.V., Heft 20, Dresden, 2001, 163 S. ISSN 1430-0176
- SOMMER, TH.; HESSE, G.; LUCKNER, L.; BÜCHEL, G. (2000): Grundwasserströmung und Stoffwandlung in Flußauen am Beispiel der Unstrut. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. u. Rode, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt in Auenökosystemen, Springer-Verlag, S. 139-148, Berlin, Heidelberg, New York, 2000.

- STRÜMPFEL, J. & HEROLD, M. (2003): Der Legislativvorschlag der Kommission vom 22.12.2003 zur Degression und Modulation von Direktzahlungen. Agrarinformationssystem der TLL. [www.tll.de/ainfo](http://www.tll.de/ainfo)
- SUCKOW, F., BADECK, F.-W., LASCH, P., SCHABER, J., (2001): Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Test und Anwendungen des Sukzessionsmodells FORESEE. Beitr. Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie, 35(2): 84-87.
- TEICHMÜLLER, U. (1991): Ergebnisbericht der Vorerkundung Sömmerda. (unveröff., Archiv TLG) Nordhausen 1991.
- TLS - Thüringer Landesamt für Statistik (Hrsg.) (Februar 2000): Statistischer Bericht- Bodennutzung in Thüringen 1999
- TLS - Thüringer Landesamt für Statistik (Hrsg.) (Februar 2000): Statistischer Bericht- Ernte- und Betriebsberichterstattung Feldfrüchte und Grünland in Thüringen 1999
- TLUG (2001): Abwasserzweckverbände und Eigenentsorger im Freistaat Thüringen
- TREFFURT, D. (1982): Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis Dingelstedt. (unveröff., Archiv d. TLG) Nordhausen 1982.
- VAN ROSSUM, G. (1999): Python Library Reference, <http://www.python.org>
- Verordnung (EG) Nr. 1251/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 zur Einführung einer Stützungsregelung für Erzeuger bestimmter landwirtschaftlicher Kulturpflanzen Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0001 – 0014
- Verordnung (EG) Nr. 1252/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1868/94 zur Einführung einer Kontingentierungsregelung für die Kartoffelstärkerzeugung Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0015 – 0017
- Verordnung (EG) Nr. 1253/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1766/92 über die gemeinsame Marktordnung für Getreide und zur Aufhebung der Verordnung(EWG) Nr. 2731/75 über die Standardqualitäten für Weichweizen, Roggen, Gerste, Mais und Hartweizen Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0018 – 0020
- Verordnung (EG) Nr. 1254/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die gemeinsame Marktorganisation für Rindfleisch Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0021 – 0047
- Verordnung (EG) Nr. 1255/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die gemeinsame Marktorganisation für Milch und Milcherzeugnisse Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0048 – 0072
- Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europaeischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) und zur Änderung bzw. Aufhebung bestimmter Verordnungen Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0080 - 0102  
CONSLEG - 92R1600 - 26/06/1999 - 44 S. CONSLEG - 92R1601 - 26/06/1999 - 43 S.
- Verordnung (EG) Nr. 1258/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Finanzierung der Gemeinsamen Agrarpolitik Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0103 – 0112

- Verordnung (EG) Nr. 1259/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 zur Festlegung von Gemeinschaftsregeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999 S. 0113 – 0118
- WANG, E., (1997): Development of a Generic Process-Oriented Model for Simulation of Crop Growth, Diss., Herbert Utz Verlag Wissenschaft, 195 S.
- WECHSUNG, F. (2004): Herausforderungen des globalen Wandels für die Elbe-Region. In: Abschlussdokumentation GLOWA Elbe. PIK-Report (in Vorbereitung)
- WELP, G., U. HERMS, G. BRÜMMER (1983): Einfluss von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Bodenkde, 146, S. 38-52
- WILLIAMS, J.R.; RENARD, K.G.; DYKE, P.T. (1984): EPIC - a new model for assessing erosion's effect on soil productivity. J. Soil and Water Conserv. 38 (5), 381-383.

## **ANLAGEN**

- A1: SOMMER, TH. & KNOBLAUCH, ST.:**  
**Das Einzugsgebiet der Unstrut**
- A2: KNOBLAUCH, ST.**  
**Abflussmenge, NO<sub>3</sub>-Konzentration des Bodenwassers/  
oberflächennahen Grundwassers, N-Austrag und N-Saldo auf  
Messplätzen im Altengotternschen Ried**
- A3: KLÖCKING, B.:**  
**Hydrologische Flussgebietsmodellierung GLOWA  
Abschlussbericht – Werkvertrag  
(PDF-Datei)**
- A4: KLÖCKING, B., STROBL, B., KNOBLAUCH, ST., MAIER, U. (2003):**  
**Development and allocation of land-use scenarios in agriculture  
for hydrological impact studies  
(PDF-Datei)**
- A5: VAFB Jena: Betriebsanalyse nach den VDLUFVerfahren  
„Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft“ (KUL)  
(PDF-Datei)**
- A6: SCHUSTER, ST, & IPSEN, D.**  
**Befragung von Landwirten im Wassereinzugsgebiet der Unstrut  
(PDF-Datei)**

## **Anlage A1: Das Einzugsgebiet der Unstrut**

THOMAS SOMMER (DGFZ) UND STEFFI KNOBLAUCH (TLL)

### *Naturräumliche Gliederung und Hydrographie des Einzugsgebietes*

Die Unstrut, das zentrale Fließgewässer des Thüringer Beckens, entspringt in einer Höhe von 368 m ü. NN westlich von Kefferhausen, wenige Kilometer westlich von Dingelstedt in der Muschelkalk-Umrandung des Thüringer Beckens. Bereits ab Mühlhausen weitet sich das Unstruttal auf Grund der geologisch vorgegebenen Muldenstruktur des Thüringer Beckens, so daß die Unstrut den Charakter eines Flachlandflusses bekommt.

Nach der naturräumlichen Gliederung durchfließt die Unstrut, nachdem sie die östlichen Ausläufer des Düns verlassen hat, das Thüringer Becken (nach RIESE (1993) "Innerthüringisches Hügelland", nach HIEKEL (1994) "Innerthüringisches Ackerhügelland"), 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 Nordostthüringische Plateauland, um danach in das Unstrut-Saale-Plateauland einzutreten, wo sie bei Naumburg in die Saale mündet (nach STEINMÜLLER, 1974 u. RIESE, 1993).

Nach BAUER (1952) ist der Abschnitt von der Quelle bis zur Einmündung der Gera oberhalb von Straußfurt dem Oberlauf zuzuordnen. Zum Mittellauf wird der Abschnitt Geramündung bis Sachsenburg (Zufluß der Helbe) gerechnet. Der Unterlauf reicht von Sachsenburg bis zur Einmündung in die Saale bei Naumburg. In Abbildung A1-73 ist das Fließgefälle der Unstrut dargestellt. Es beträgt im Oberlauf, also bis zur Geramündung, ca. 2,38 ‰, nimmt im Mittellauf auf ca. 0,72 ‰ ab und sinkt im Unterlauf auf nur noch ca. 0,23 ‰. Von dem ca. 6.367 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet der Unstrut entfallen ca. 5.114 km<sup>2</sup> (ca. 80 %) auf den Freistaat Thüringen (BISCHOFF, 1999). Die Größenentwicklung des Einzugsgebietes ist in Abbildung A1-74 dargestellt. Daran ist erkennbar, daß sich das Einzugsgebiet ein erstes Mal vor allem durch den Zufluß der Gera entscheidend vergrößert und sich an diesem Punkt verdoppelt. Auch der Zufluß der Gera ist am Zusammenfluß beider Gewässer mit  $MQ \sim 6,3 \text{ m}^3/\text{s}$  wesentlich größer als der der Unstrut mit  $MQ \sim 4,2 \text{ m}^3/\text{s}$ , so daß BAUER (1952, S. 93) zu der Aussage kommt, "daß der vereinigte Fluß hydrologisch richtiger Gera heißen sollte". Die Hauptwerte des Abflusses der Unstrut sind in Tabelle A1-34 zusammengestellt.



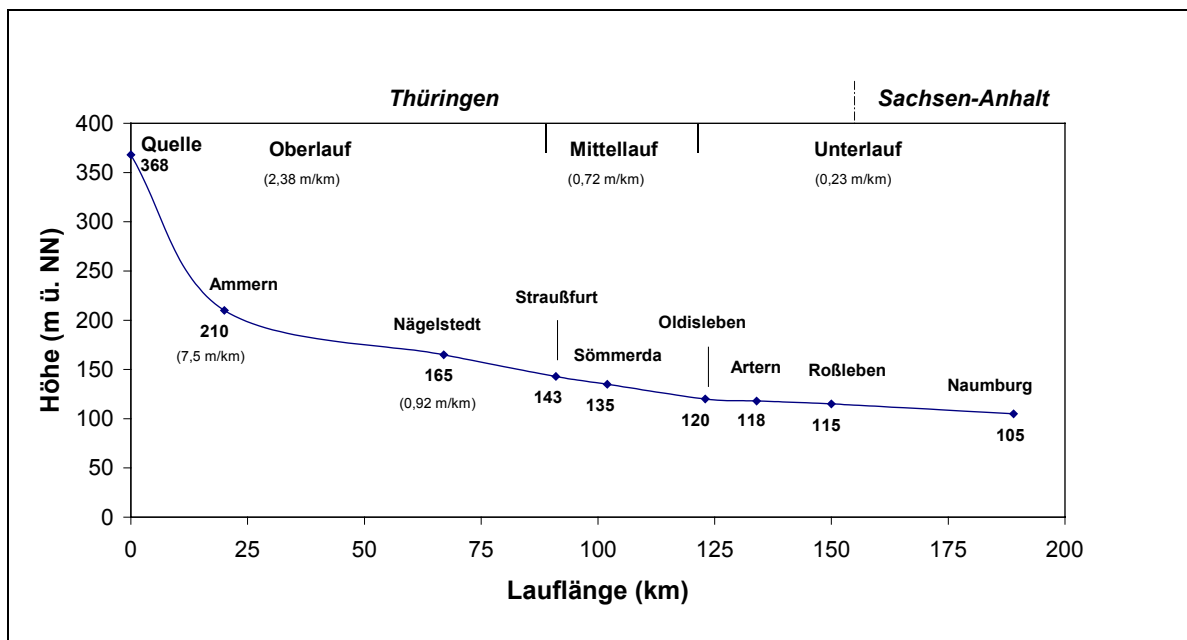


Abbildung A1-73: Flussgefälle der Unstrut (Datenquelle: TLU, 2000)

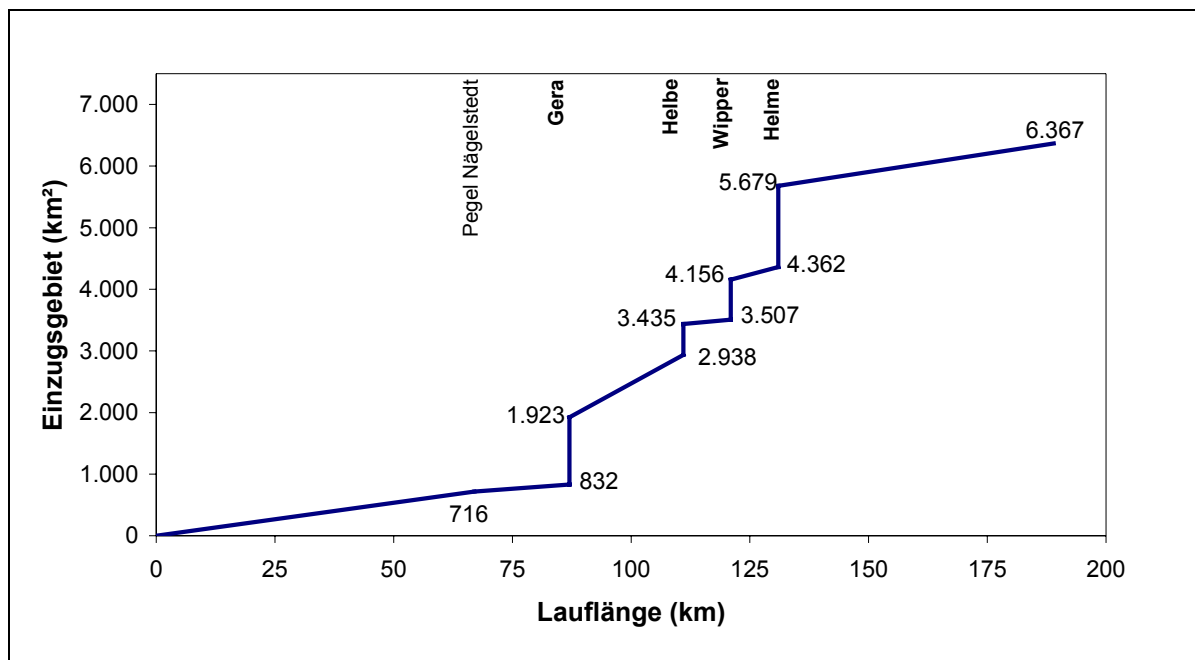
Tabelle A1-34: Hauptwerte des Jahresabflusses an den Unstrutpegeln

Pegel		Ammern	Nägelstedt	Straußfurt	Oldisleben <sup>1</sup>	Laucha <sup>1</sup>
Jahresreihe		1941-1996	1937-1996	1960-1997	1923-1997	1946-1995
NQ	(m <sup>3</sup> /s)	0,06	0,54	1,86	2,5	4,6
MNQ	(m <sup>3</sup> /s)	0,427	1,39	4,21	6,99	10,6
MQ	(m <sup>3</sup> /s)	1,49	4,06	11,8	18,7	30,9
MHQ	(m <sup>3</sup> /s)	30,4	49,7	54,4	76,8	105
HQ	(m <sup>3</sup> /s)	115	147	127	220	363
MHQ / MNQ	-	71,2	35,8	12,9	11,0	9,9

Quelle: REISINGER & NEFF (2000)

<sup>1</sup> bis 1960 ohne RHB Straußfurt; ab 1961 mit RHB Straußfurt

NQ - niedrigster Niedrigwasserabfluß; MNQ - mittlerer Niedrigwasserabfluß; MQ - Mittelwasserabfluß; MHQ - mittlerer Hochwasserabfluß; HQ - höchster Hochwasserabfluß (Angaben als Monatsmittel)



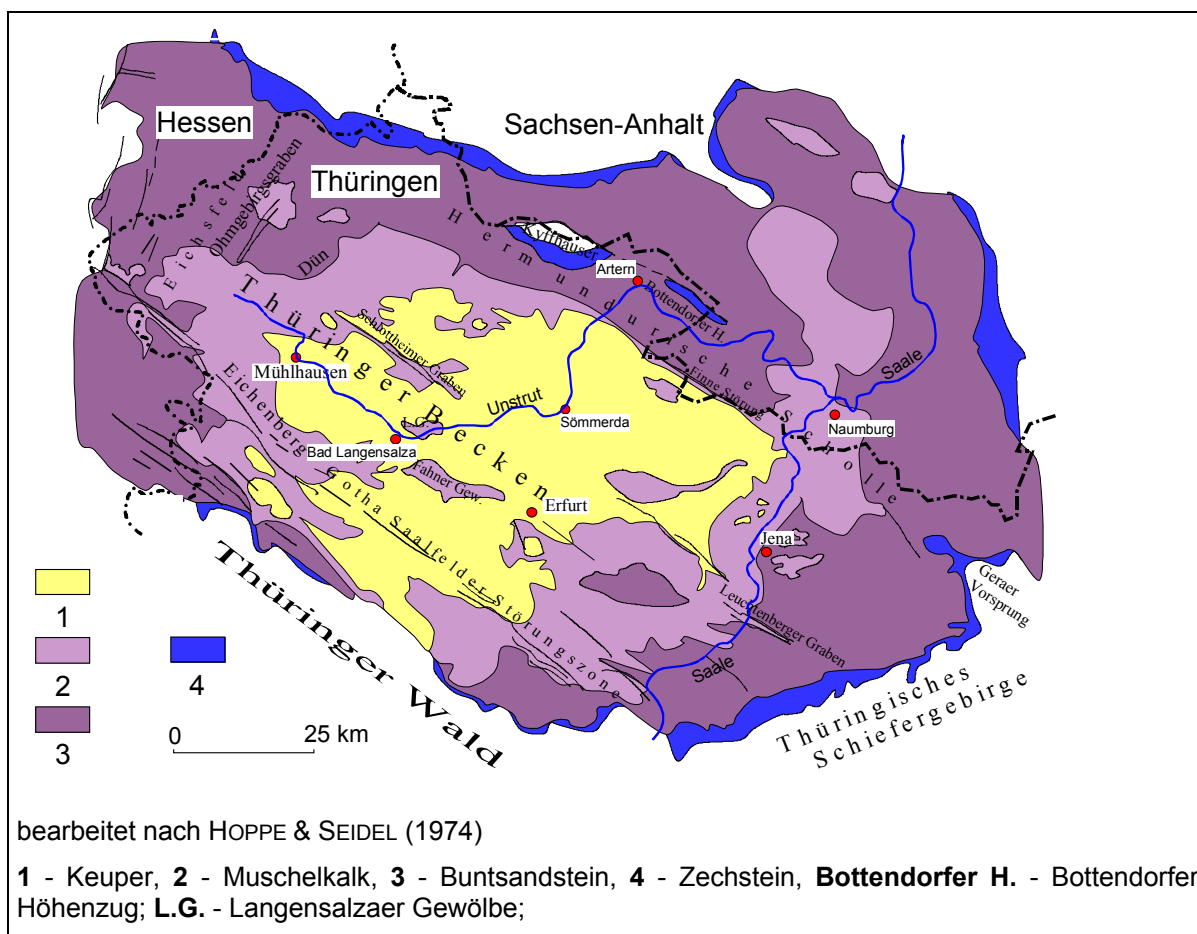
**Abbildung A1-74:** Entwicklung der Einzugsgebietsgröße der Unstrut ( Datenquelle: TLUG)

Die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet der Unstrut zeigt deutlich die Luv- und Lee-Wirkung umliegender Höhenzüge. So wirken die Höhenzüge von Dün, Ohmgebirge und Hainleite für das Thüringer Becken, sowie Harz und Kyffhäuser für die Unstrut-Helme-Niederung als 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 (Gebietsdurchschnitt alte Bundesländer: 873 mm; Gebietsdurchschnitt Thüringen: 693 mm; TLU & TLG, 1996; S. 8), während in den Quellgebieten der Unstrut und ihrer Nebenflüsse Niederschlagsmengen von bis zu 1.000 mm auftreten können (STEINMÜLLER, 1974; TLU & TLG, 1996; TLU, 2000).

## ***Geologie und Hydrogeologie der Untersuchungsgebiete***

### ***Regional- und struktureologische Einheiten***

Die Unstrut durchläuft in ihrem thüringischen Teil zwei regionalgeologische Einheiten, das Thüringer Becken und die Hermundurische Scholle (s. Abbildung A1-76). Die Gebiete Bollstedt - Thamsbrück und Sömmerda sind dem Thüringer Becken zuzuordnen, das Gebiet Artern liegt im Bereich der Hermundurischen Scholle.



**Abbildung A1-75:** Thüringer Becken, geologische Übersicht und regionalgeologische Einheiten.

Das **Thüringer Becken** als das zentrale regionalgeologische Element Thüringens ist 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. 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 Störungszone in mehrere Einzelemente. Der Unstrutlauf durchzieht davon die Mühlhausen - Langensalzaer Teilmulde, die Teilmulde Gebesee - Stottenheim, die Weißenseer Mulde sowie die Schillingstedter Mulde (SEIDEL, 1974). Dazwischen liegen Gewölbestrukturen, die sich auch in der Talform der Unstrut widerspiegeln (Tal von Großvaguła als Durchbruchstal durch das Langensalzaer Gewölbe).

Die wesentlichen stratigraphischen Elemente des Thüringer Beckens sind die Schichten der Trias. Nach SEIDEL (1978) besitzt der Buntsandstein eine Mächtigkeit von 540 bis 780 m. Er wird überlagert von dem Muschelkalk mit einer Mächtigkeit von 200 bis 290 m. Die Mächtigkeit des Muschelkalks nimmt tendenziell von Südosten nach Norden hin zu (HOPPE, 1966, zit. in SEIDEL, 1978). Die Gesamtmächtigkeit des darauf folgenden Keupers beträgt nach SEIDEL (1978) zwischen 470 und 640 m.

Bei Oldisleben durchbricht das Unstruttal in einem relativ engen Durchbruchstal die Buntsandstein- und Muschelkalkschichten entlang der NW-SE-verlaufenden Finnestörung und erreicht danach den Bereich der *Hermundurischen Scholle*. Dieser ebenfalls herzynisch (NW-SE) verlaufende, ca. 15 bis 20 km breite Streifen erstreckt sich vom Kyffhäuser bis zum Geraer Vorsprung. Für den Bereich des Unstruttals ist vor allem der Abschnitt zwischen Artern und Nebra relevant, der stark von dem Bottendorfer Höhenzug geprägt wird, einer tektonisch bedingten, herzynisch (NW-SE) verlaufenden Heraushebung von Zechstein und Rotliegend-Sedimenten.

### ***Stratigraphische Einheiten des präquartären Untergrundes***

#### ***Zechstein***

Schichten des Zechsteins und des Rotliegenden, die entlang der herzynisch streichenden Kyffhäuserstörung herausgehoben wurden, bilden den präquartären Untergrund entlang des Bottendorfer Höhenzuges im Untersuchungsgebiet Artern (WINZER, 1969). Eine weitere Zechstein-Aufragung, die ebenfalls durch die Kyffhäuser-Störung hervorgerufen ist, befindet sich am Weinberg von Artern. Die hohe Lage des Zechsteins im Bereich der Unstrut-Helme-Niederung führte hier zu Auslaugungen und in der Folge davon zu der beckenartigen Absenkung des Unstruttals. Die Mächtigkeiten des Zechsteins betragen in den Bereichen der Hohen Schrecke und des Ziegelrodaer Plateaus z. T. über 800 m. Auf Grund der Auslaugungen im Bereich des Unstrut- und des Helmetales gehen dort die Mächtigkeiten bis auf 100 bis 170 m zurück. Von der Auslaugung sind vor allem die Kali- und Steinsalzflöze sowie der Hauptanhydrit der Leine-Serie betroffen (STEINMÜLLER, 1998), so daß der Sangerhäuser Anhydrit der Staßfurt-Serie das Profil dominiert.

#### ***Buntsandstein***

Das Unstruttal wird im Abschnitt Artern bis zur Landesgrenze von den Höhenzügen der Hohen Schrecke im Südwesten und dem Ziegelrodaer Plateau im Nordosten eingerahmt. An den Talrändern des Unstrut- und Helmetales bilden die Schichten des Unteren Buntsandsteines mit der Unteren (Calvörde-)Folge und der Oberen (Bernburg-)Folge das Liegende der Talsedimente. Die Mächtigkeit der aus Sandsteinen und Tonsteinen

bestehenden Unteren Folge beträgt etwa 185 m (PUFF & LANGBEIN, 1995; WINZER, 1969). Die Bernburg Folge besteht aus Sandstein-Tonstein-Wechselagerungen, gefolgt von Oolith-Sandstein und der oberen Sandstein-Tonstein-Wechselagerung, bevor es mit dolomitischen Sandsteinen abschließt. Für das Ziegelrodaer Plateau weist WINZER (1969) als Basis der Bernburg-Folge eine ca. 7 m mächtige Rogensteinzone aus, die aus Schluffstein-Sandstein-Wechselagerungen mit eingeschalteten, dolomitischen Rogensteinen besteht. Insgesamt kann die Bernburgfolge bis zu 175 m mächtig sein.

### ***Muschelkalk***

Nur im obersten Oberlauf (oh. Mühlhausen), im Tal von Großvagula sowie im Durchbruch an der Finnestörung verläuft das Unstruttal unmittelbar in den Muschelkalkschichten. Damit ist der Muschelkalk als unmittelbarer präquartärer Untergrund für das Unstruttal nicht relevant. Lediglich im Bereich von Aufstiegszonen im Gebiet von Sömmerda stellt der Mittlere Muschelkalk mit seinen Evaporiten eine potentielle Quelle für die hohen Salzkonzentrationen (NaCl) einiger Wässer dar. Hier ist der Untere Muschelkalk (Wellenkalk) etwa 100 m mächtig und besteht überwiegend aus Mergelkalksteinen. Der Mittlere Muschelkalk weist Mächtigkeiten zwischen 45 m und 115 m auf und wird von Kalksteinen und Dolomiten sowie dolomitischen Mergeln gebildet. Teilweise ist Anhydrit und Steinsalz eingeschaltet. Der Obere Muschelkalk besteht aus grauen, dichten oder kristallinen Kalksteinen, wechsellagernd mit grauen Mergelsteinen und weist insgesamt Mächtigkeiten bis zu 60 m auf. Der unterste Teil, der 8 - 10 m mächtige Trochitenkalk, wird aus massigen Kalkbänken gebildet. Die folgenden 50 m mächtigen Ceratitenschichten bestehen hauptsächlich aus einer Wechselagerung (cm bis dm mächtig) von Kalkstein und Mergelstein. An der Basis sind die Mergelsteine als Mergel ausgebildet (LANGBEIN & SEIDEL 1995).

### ***Keuper***

Als unmittelbare präquartäre Unterlage im Bereich des Unstruttals sind im Bereich des **Thüringer Beckens** vor allem die Schichten des unteren und mittleren Keupers relevant.

Den größten Anteil der liegenden Keuperschichten im Unstruttal zwischen Mühlhausen und Bad Langensalza machen die Schichten des **Unteren Gipskeupers (kmGU)** aus. Dabei handelt es sich um Tonsteine, die insgesamt eine relativ eintönige Schichtenfolge darstellen. Am basalen Teil besteht der untere Gipskeuper aus den unteren Gipsmergeln, die die genetische Fortsetzung des Lettenkeupers darstellen. Diese Schichtenfolge enthält den sog. Grundgips, der im zentralen Teil des Thüringer Beckens auch hydrochemisch eine große Rolle spielt. Die darüberliegende Bleiglanzbank leitet zum mittleren Gipsmergel über. Dabei handelt es sich um Wechselagerungen aus grünlichen und rötlichen Tonsteinen und Mergelsteinen, die ebenso zahlreiche Gipseinschaltungen enthalten

(DOCKTER & LANGBEIN, 1995). Diese Gipse wurden in der Bohrung Agt 3/97 von Beginn an aufgeschlossen. In der Bohrung Dgt 18/80 (zwischen Altengottern und Grossengottern) wurde der Untere Gipskeuper mit einer Mächtigkeit von 161 m erbohrt (TREFFURT, 1982). Im Hauptuntersuchungsgebiet bilden zwischen Bollstedt und der Linie Großengottern - Altengottern Schichten des *Schilfsandsteins (km2's)* die unmittelbare Basis der Auensedimente. Der Schilfsandstein streicht etwa auf der Linie Bollstedt - Ringmühle im Unstruttal aus, während er zwischen Ringmühle und Großengottern auch rechts der Unstrut noch anzutreffen ist. Die in beiden Untersuchungsgebieten auf den Schilfsandstein folgenden Tonsteine der *Roten Wand* mit leuchtend ziegelroter bzw. braunroter Färbung, sind hydrogeologisch nicht relevant.

### ***Geohydraulische Eigenschaften des präquartären Untergrundes***

Für den Teil des Oberlaufs der Unstrut liegt mit TREFFURT (1982) eine umfassende Arbeit zu den geohydrologischen Verhältnissen des *Muschelkalkes* vor. Die hydraulischen Verhältnisse des tieferen Untergrundes des Unstruttals werden danach stark von den Auslaugungsverhältnissen des triassischen Schichtkomplexes bestimmt. So konnte anhand hydrochemischer Indizien in der Mühlhausen - Bad Langensalzaer Teilmulde nachgewiesen werden, daß in dem Bereich mächtiger Keuperbedeckungen der Muschelkalk keine Auslaugung erfuhr. An der Grenze der Keuper-Bedeckung hat sich dadurch in den Muschelkalkschichten eine Permeabilitätsgrenze ausgebildet, die einerseits zahlreiche artesischen Quellen entlang dieser Grenze hervorbringt, andererseits zu einem veränderten Chemismus des Grundwassers in den triassischen Sedimenten führt.

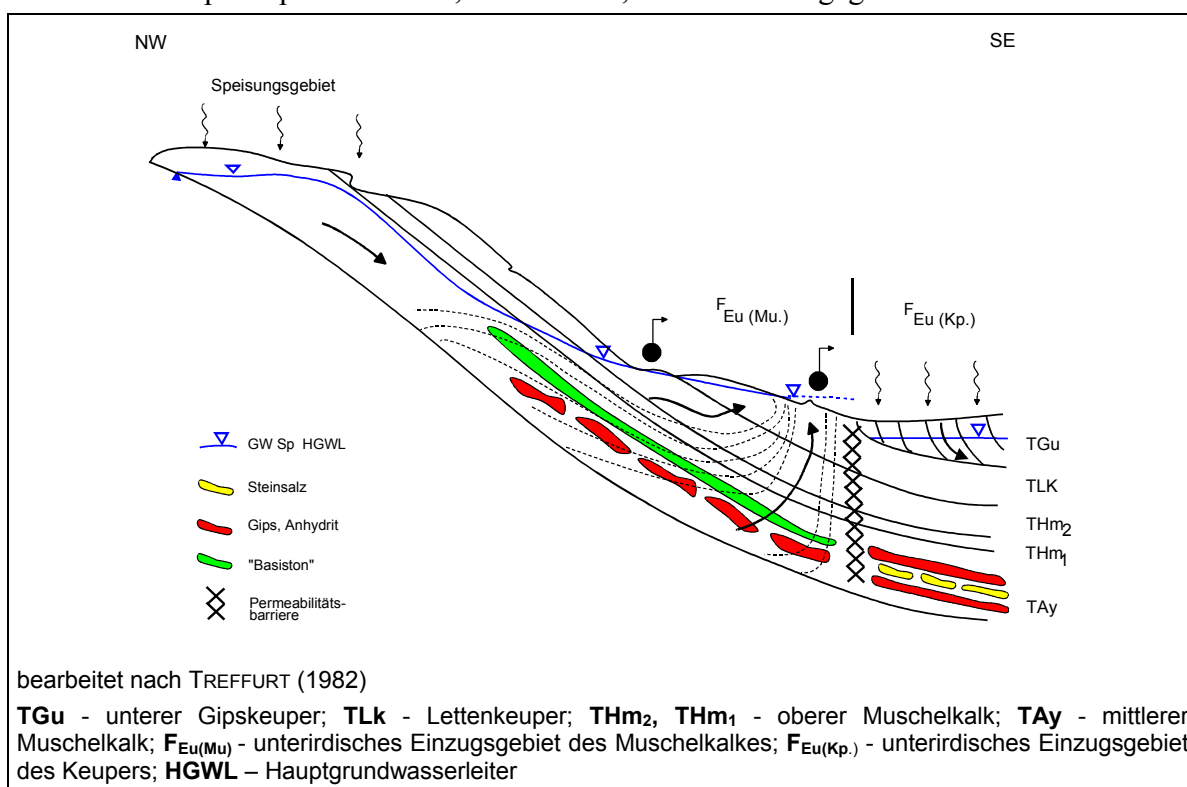
Die Abbildung A1-76 verdeutlicht diese Verhältnisse im Schnitt. Auf Grund dieser Permeabilitätsgrenze wurden die hydraulischen Verhältnisse des Muschelkalkes im Hauptuntersuchungsgebiet nicht mit in Betracht gezogen und das Untersuchungsgebiet auf die Verbreitung des Unteren Gipskeupers beschränkt.

Im Gebiet um Sömmerda bilden die Trochitenschichten des Oberen Muschelkalkes einen Kluft-Grundwasserleiter. Dieser ist von den Ceratitenschichten durch einen an der Basis auftretenden Mergel getrennt. Die höheren Schichtabschnitte der Ceratitenschichten bilden dann wiederum einen Kluft-Grundwasserleiter. Die Profildurchlässigkeiten des Muschelkalkes liegen zwischen  $T = 1,3 \cdot 10^{-5}$  und  $2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$  (Hesse, 1998). Die niedrigen kf-Werte des Oberen Muschelkalkes ( $k_f = 1,6 \cdot 10^{-6} \dots 7 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ ) sprechen dabei für eine geringe Auflockerung des Kluftsystems.

Der Schichtkomplex des *Unteren Gipskeupers* ist für die Grundwasserverhältnisse im Bereich der Unstrutau in den Untersuchungsgebieten Bollstedt-Thamsbrück und Sömmerda mit bestimmend. Die Wasserwegsamkeit ist stark an die Verkarstung der Gipslagen gebunden. Zwar wird der untere Gipskeuper in dem hydrogeologischen Kartenwerk generell als Stauer auskartiert, nach SCHLEGELMILCH (1982) nimmt er jedoch "in Abhängigkeit

vom Grad der Auslaugung lokal im Bereich von Bachauen den Charakter eines guten Grundwasserleiters mit  $k_f$ -Werten bis  $2 \cdot 10^{-5} \text{ m/s ein}''$ . So sind in Schönstedt, Großengottern und Seebach zahlreiche Brunnen (Haus-, Notwasser- und Betriebsbrunnen) in den 70er und 80er Jahren in diesen Horizont des Gipskeupers abgeteuft worden. Die Angaben zu  $k_f$ -Werten sind zwar durch Pumpversuche kaum belegt, in den Archivunterlagen lassen sich jedoch Angaben zur spezifischen Ergiebigkeit (E-Wert<sup>1)</sup>) finden. Sie liegen zwischen  $E = 0,027$  und  $1,5 \text{ l/s}\cdot\text{m}$ . Die Transmissivitäten (T-Werte) liegen für den Unteren Gipskeuper in diesem Gebiet zwischen  $T = 3,8 \cdot 10^{-4}$  und  $9,25 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$  (HOLZHEY, 1976; HUCK, 1973; SCHLEGELMILCH, 1976, 1976a, 1980, 1983, 1985, 1987, 1988, 1989; SCHUBERT, 1974). Die relativ gute Durchlässigkeit des Horizonts wurde auch an den Bohrungen Agt 1/97 und Agt 2/97 deutlich. Sie haben den verkarsteten Anteil des Gipskeupers aufgeschlossen und sind in diesem Bereich verfiltert worden. Die Kerne waren bis in eine Teufe von 20 m überwiegend bröckelig und kleinstückig.

Für den Bereich um Sömmerda sind als grundwasserführende Schichten sowohl die Lettenkeuper-Folge als auch der Untere Gipskeuper relevant. Hierzu werden von HESSE (1998) Profildurchlässigkeiten für den Lettenkeuper von  $T = 3,2 \cdot 10^{-5}$  bis  $2,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  und für den Gipskeuper von  $T = 1,5 \cdot 10^{-4}$  bis  $2,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  angegeben.



<sup>1)</sup> Für den E-Wert wird bei SCHLEGELMILCH (1988) die folgende Beziehung angegeben:

$$E = \frac{Q_2 - Q_1}{s_2 - s_1} \quad (\text{l}/(\text{s}\cdot\text{m}))$$

Q ... Fördermenge (l/s);  $s_1 / s_2$  ... Absenkung bei der Fördermenge  $Q_1 / Q_2$  (m)

**Abbildung A1-76: Profildarstellung der NE-Flanke der Mühlhausen - Bad Langensalzaer  
Teilmulde mit Permeabilitätsgrenze.**

*Die quartären Talsedimente*

*Pleistozän*

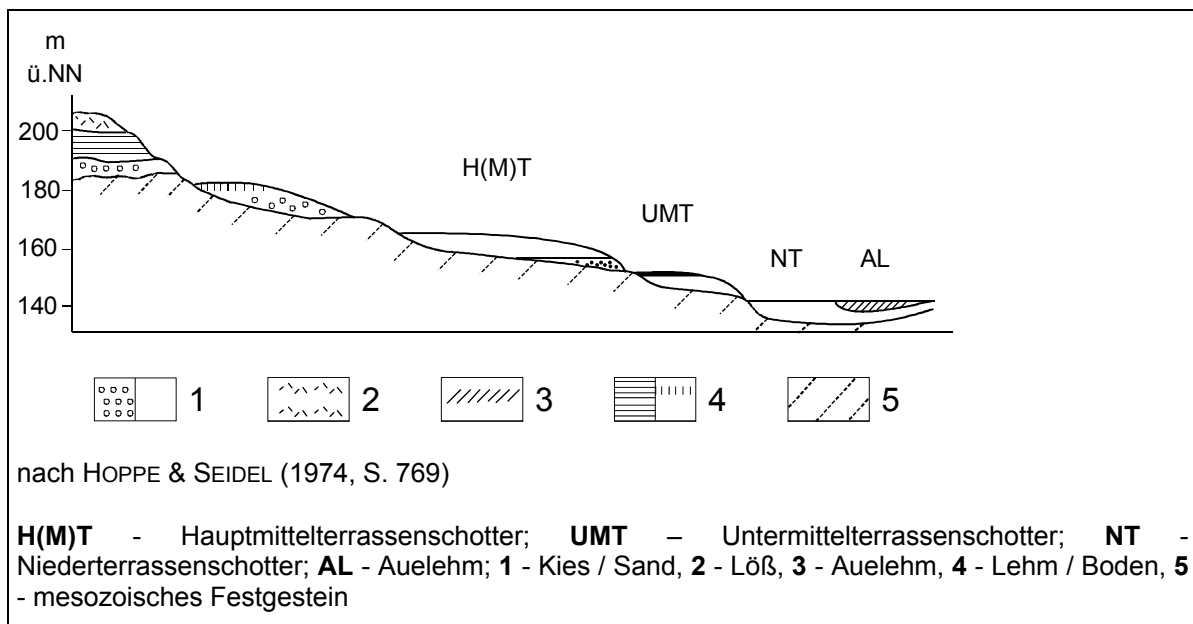
Die Zusammensetzung und der Aufbau der jüngeren Ablagerungen in Talauen sind auf den geologischen Aufbau des Einzugsgebietes, die Flußmorphologie und der Ablagerungsdynamik zurückzuführen. Beim Aufbau der älteren Talsedimente<sup>2)</sup> wird von der Ablagerung in Terrassen ausgegangen. Auf Grund des Wechsels von Abtrag und Ablagerung durch das fließende Wasser im Talraum lassen sich an den Talrändern Sedimentterrassen erkennen, die jeweils einen bestimmten zeitlichen Abschnitt des Ablagerungsgeschehens repräsentieren. Die glazialen und periglazialen Sedimentationsbedingungen des Pleistozäns haben zu einer ausgeprägten Terrassenbildung in den Tälern mitteldeutscher Flußlandschaften geführt. Die umfangreiche Forschung zu quartären Talsedimenten in Deutschland (s. BENDA 1995) führte zu einer detaillierten Stratifizierung der Talterrassen. In der normalen Abfolge liegen die ältesten Terrassen auf den Talhängen (Hochterrassen), während die jüngeren Terrassen in den Niederungen zu finden sind (Niederterrassen). Je nach der Anzahl der Wechsel zwischen Sedimentation und Erosion können an den Talhängen mehrere Hochterrassen angetroffen werden (Abbildung A1-77).

Von Bedeutung für die Geohydraulik in den Talauen der Mittelgebirgs- und Vorlandflüsse sind demnach vor allem die Ausbildungen der Niederterrassen. In ihnen vollzieht sich die Grundwasserströmung in Abhängigkeit von der Kornzusammensetzung der Talsedimente. Die Niederterrassen bauen sich entsprechend der geologischen Bildungsbedingungen in klassierter Form auf. Den zumeist gröberen Basisschottern folgen nach dem Hangenden Kiese und Sande, die bei vollständiger Profilausbildung bis in den pelitischen Korngrößenbereich übergehen können (UNGER & KAHLKE, 1995). Die Korngrößenabnahme liegt in der abnehmenden Schleppkraft der Flüsse begründet. Diese wiederum hat ihre Ursache zum einen in zurückgehenden Abflußmengen durch das sich zurückziehende Eis, zum anderen in dem Profilausgleich des Tals durch die Sedimentation und daraus folgender Gefälleabnahme.

---

<sup>2)</sup> Als *Talsedimente* sollen hier die Lockergesteinsablagerungen verstanden werden, die nicht mehr durch die jüngere Morphodynamik des Flusses gebildet sind. Der Begriff des *Auensediments* soll im Ggs. dazu für die Sedimente verwandt werden, die durch die jüngere Dynamik des Flusses beeinflußt werden. Als *Auenböden* sind die in der Talaue sich entwickelten Böden zu bezeichnen (s. MIEHLICH, 2000).





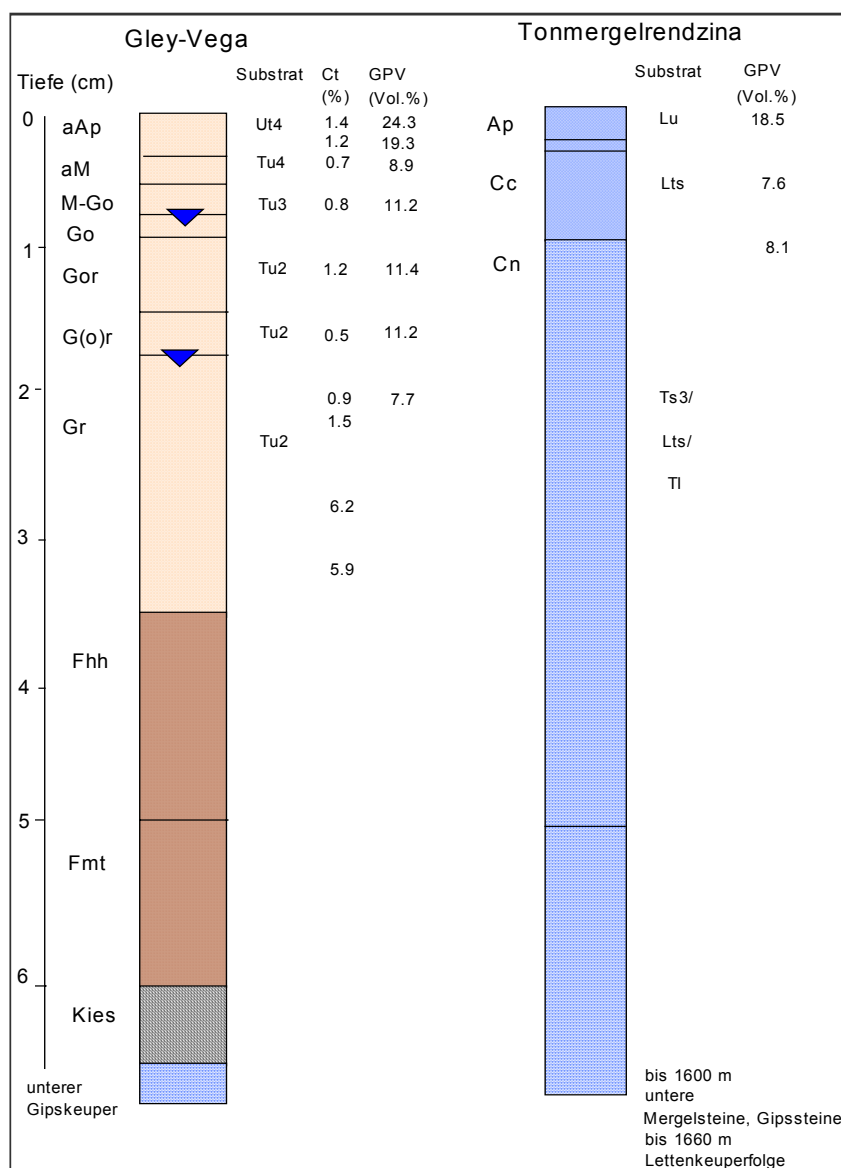
**Abbildung A1-77:** Lagerungsverhältnisse elsterkaltzeitlicher und jüngerer quartärer Sedimente im Thüringer Becken.

Die älteren Mittel- und Oberterrassen sind heute auf den Höhenzügen entlang des Unstruttals zu finden und spielen hydrogeologisch keine oder eine nur untergeordnete Rolle. Zur Ausbildung des Quartärs im Bereich des Unstrut-Einzugsgebietes und die entsprechenden Terrassenbildungen (obere, Haupt- und untere Mittelterrasse) außerhalb der Aue sei deshalb insbesondere auf die Arbeiten von UNGER & RAU (1965), UNGER (1974), UNGER (1995), UNGER & KAHLKE (1995), MANIA (1997), STEINMÜLLER (1982) sowie UNGER & ZIEGENHARDT (1961) verwiesen.

Im Unstruttal *zwischen Mühlhausen und Bad Langensalza* sind pleistozäne Kieslagen hauptsächlich auf den südwestlichen Hanglagen, oberhalb der Ortslagen Großengottern, Seebach und Schönstedt unter z. T. mächtigen Lößablagerungen vorhanden. So sind die pleistozänen Kiese, die z. T. schluffig durchsetzt sind, in Brunnenbohrungen mit Mächtigkeiten zwischen 0,5 und 3,5 m in Seebach, 0,4 und 10,5 m in Großengottern sowie in Schönstedt zwischen 0,6 und 1,5 m dokumentiert. Vor allem die mächtigeren Kieshorizonte können auf den unteren Metern wasserführend sein. Im Unstruttal selbst ist ein durchgehender kiesiger Grundwasserleiter nicht anzutreffen (MERZ & JUDERSLEBEN, 1992). Dies belegen zahlreiche Bohrungen im Großengotternschen Ried und in der Umgebung von Altengottern sowie die eigenen Aufschlußarbeiten. Im Altengotternschen Ried können pleistozäne Kiese, die hier stark schluffig ausgebildet sind, Mächtigkeiten bis zu 2 m annehmen.

**Böden im Unstruttal (Untersuchungsgebiet Raum 2)**

Das detailliert untersuchte Einzugsgebiet der oberen Unstrut (Raum 2, Pegel Nägelstedt) befindet sich im Zentrum der Mühlhäuser-Langensalzaer Keupermulde. Klimatisch gehört es mit einem mittleren Niederschlagsdargebot von 499mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,2 °C zum mitteldeutschen Trockenraum. Raum 2 wird überwiegend ackerbaulich genutzt.



**Abbildung A1-78: Profilbeschreibung der Gley-Vega in der Auenniederung und der Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet des untersuchten Flusseinzugsgebietes der Unstrut**

Die Böden der Auenniederung haben sich aus fluviatilen schluffig-lehmigen bis tonigen Holozänsedimenten entwickelt. In Flussnähe dominieren Lehm-Vega. Zum Außenrand hin werden sie vom Areal der Ton-Schwarzgleye umschlossen. Unter den Auelehmdecken lagert eine „Riethserie“ aus 2,5 bis 4,5 m mächtigen Torfen/ Torfmudden und 2 bis 5 m mächtigen Schluff-/Tonlagen (Abbildung A1-78).

In 7-8 m Tiefe folgen geringmächtige pleistozäne Kiese, die jedoch nicht über die gesamte Aue aushalten. Die Basis der Auensedimente bilden bis zu 160 m mächtige Schichten des unteren Keupers. Das Grundwasser schwankt im Bereich der flussnahen Lehm-Vegen zwischen 1,2 und 2,2 m u GOK. Im Altengotternschen Ried, dem Verbreitungsgebiet der Tonschwarzgleye kann eine Amplitude von 0,2 bis 1,4 m uGOK angenommen werden. Die Unstrut ist über mehrere Jahrhunderte hinweg mehrmals reguliert und schließlich eingedeicht worden. Auf diese Weise wurden die Auen zunehmend landwirtschaftlich nutzbar. Nach umfangreichen Grabenentwässerungen in den 70-er Jahren sind die Auen der Unstrut fast ausnahmslos in Ackernutzung überführt worden. Die Gräben leiten das Sickerwasser und den aufwärtsgerichteten Grundwasserstrom aus der Aue in die Unstrut ein.

Im Speisungsgebiet haben sich Böden aus Tonmergel des unteren Keupers und quartären Lockersedimenten, wie Löß und Schotterablagerungen ausgebildet. Neben tiefgründigen Tschernosemen aus Löß und Keuper finden sich Parabraunerden aus Löß, geringmächtige Mergelrendzinen und Pelosole. Den geologischen Untergrund bilden Schichten des unteren Gipskeupers (Abbildung A1-75). Obwohl der Gipskeuper als Stauer bezeichnet wird, kann er in Abhängigkeit vom Grad der Auslaugung lokal im Bereich von Bachauen den Charakter eines guten Grundwasserleiters annehmen (SOMMER, 2000) und damit in hydraulischem Kontakt mit der Unstrutauere treten.

**Anlage A2:**

Tabelle A2-35: Abflussmenge, NO<sub>3</sub>-Konzentration des Bodenwassers/ oberflächennahen Grundwassers, N-Austrag und N-Saldo auf den Vegen und dem Gley in der Auenniederung

Untersuchungsstandorte	Vega (A3U)				Gley-Vega (A3)								
	2002	2003	Ø	1998	2000	2001	2002		Ø	2002	2003	Ø	
Abflussmenge (mm/a)	10	84	47	0	86	48	9	66	116	55	115	206	160
Abflusszeitraum	1.4.-30.4.	4.1.-30.4.			11.11.-30.3.	20.2.-30.3.	30.3.-1.4.	20.2.-30.4.	01.12.-25.3.		10.11.-1.4.	20.10.-20.3.	
Austauschrate des Sickerwassers (%)	2	17	10		24	14	2,5	19	33	15	48	85	66
Grundwasseramplitude (cm u GOK)													
Min	111	68	90	123	67	83	70	64	55	77	51	50	50
Max	218	250	234	167	152	153	160	145	184	160	105	151	128
Tiefe der Probenahme (cm)	140	90					90				50		
N-Saldo (kg/ha)	-18 <sup>1)</sup>	--	+39	+27 <sup>1)</sup>	-88	-20	+96	-18	--	+2	+100 <sup>2)</sup>	--	+50
NO <sub>3</sub> -Konzentration (mg/l)	3,8	82,2	73,5	--	76	18,9	37,9	12,5	39,2	39,8	64	68	67,0
N-Austrag (kg/ha)	0,085	15,6	7,8	0	14,8	2,0	0,8	1,86	10,3	4,9	16,6	31,7	24,2

1) N-Saldo 2001: +96 kg/ha, N-Saldo 1997: +17 kg/ha,

2) N-Saldo 2001: +1 kg/ha

Tabelle A2-36: Abflussmenge, NO<sub>3</sub>-Konzentration des Sickerwassers, N-Austrag und N-Saldo auf der Tonmergel-Rendzina im Speisungsgebiet

Untersuchungsstandort	Tonmergel-Rendzina (A4)							
	Untersuchungsjahr	1998	2000	2001	2002	2003	Ø	
Abflussmenge(mm/a)		39	110	26	48	96	133	75
Abflusszeitraum		27.1.-	19.10.-	9.2.-	27.4.-	14.1.-	12.11.-	
		20.07.	14.6.	22.5.	11.6.	25.2.	20.5.	
Austauschrate des Sickerwassers (%)		16	45	11	20	39	55	30
Tiefe der Probenahme (cm)				130				
N-Saldo (kg/ha)		-62 <sup>1)</sup>	+96	+70	-29	+38	--	+36
NO <sub>3</sub> -Konzentration (mg/l)		161	327	204	152	178	74	182
N-Austrag (kg/ha)		14,2	81,2	12,0	16,5	38,5	22,3	30,8