

Bewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasservorkommen im semiariden Nordosten Brasiliens

Von der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des akademischen Grades

DOKTOR-INGENIEUR

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

von

MSc.Ing. Janiro Costa Rêgo

geboren am 20. April 1954 in Mossoró - Brasilien

2012

Referent: Prof. Dr. Max Billib

Korreferent: Prof. Dr. Gerhard Gerold, Univ. Göttingen

Tag der Promotion: 9. März 2012

**Meiner Mutter Maria do Carmo
und meinem Freund Oziel
- in Erinnerung –**

**Meiner Frau Neide
und meinen Kindern
Maiyara und Maria Clara
- in Dankbarkeit -**

gewidmet.

Danksagung

Herrn Prof. Dr.-Ing. Max Billib möchte ich für die Übernahme des Hauptreferats sowie die Unterstützung und Förderung meiner Arbeit an dieser Stelle ausdrücklich danken. Auch für die wertvollen Diskussionen und fachlichen Anregungen während meiner Studien in Deutschland und später in Brasilien möchte ich mich bedanken.

Herrn Prof. Dr. Gerhard Gerold danke ich herzlich für die freundliche Übernahme des Korreferats und seine fachlichen Anregungen.

Herrn Dr.-Ing. Peter Boochs danke ich für die freundliche Unterstützung, insbesondere während meines Aufenthaltes in Ruthe, sowie die zahlreichen konstruktiven Vorschläge.

Herrn Dr.-Ing Bernd Rusteberg danke ich für seine wertvollen fachlichen Anmerkungen und Deutschkorrekturen.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Rolf Mull danke ich für seine Geduld und sein Verständnis in der Anfangsphase meiner Studien in Deutschland.

Nicht zuletzt möchte ich den zahlreichen Studienkollegen, neben Andreas Lange, Ludger Meyer, Valéria Reginatto und Cord Ruhe, für ihre herzliche Aufnahme in Ruthe und den konstruktiven Austausch während dieser Zeit danken.

Bewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasservorkommen im semiariden Nordosten Brasiliens

Janiro Costa Rêgo

Zusammenfassung

Der Nordosten Brasiliens gilt in sozio-ökonomischer Hinsicht als unterentwickelte Region. Die durch die semiariden Verhältnisse im Landesinnern bedingte Wasserknappheit macht eine gezielte Bewirtschaftung der Wasserressourcen notwendig. Zahlreiche alluviale Ablagerungen entlang der intermittierenden Flüsse sammeln das Wasser während der kurzen Regenzeit.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde in Nordost-Brasilien in einem für dieses Gebiet typischen Grundwasserleiter beispielhaft untersucht, wie sich die Implementierung unterschiedlicher Maßnahmen der Wasserbewirtschaftung auf die sozio-ökonomische Entwicklung dieser Region auswirken. Neben der Wasserversorgung der Bevölkerung ist die Bewässerung für die landwirtschaftliche Produktion der größte Wasserverbraucher der Region. Unter diesen Gesichtspunkten sind folgende Aspekte näher untersucht worden: (1) Hydrogeologische Systemeigenschaften und Systemverhalten typischer alluvialer Grundwassersysteme, (2) Erschließung der alluvialen Grundwasservorkommen durch Brunnen, (3) Effiziente Steuerung der Pumpbrunnen, (4) Reduktion der Bewässerungsfläche zur Wasserbedarfsdeckung, (5) Implementierung von unterirdischen Dämmen im Rahmen der Grundwasserbewirtschaftung, (6) Nutzung von Oberflächenwasserspeichern zur kontrollierten Grundwasseranreicherung, sowie letztlich die (7) Verbundbewirtschaftung dieser wasserwirtschaftlichen Systeme durch Oberflächenwasserspeicher sowie unterirdische Dämme. Zur Behandlung dieser Fragestellungen und Charakterisierung des Untersuchungsgebiets wurden über einen Zeitraum von drei Jahren hinweg Daten vor Ort erhoben. Hierbei standen hydrologische und hydrogeologische Messdaten im Vordergrund. Die Systemreaktion auf die unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen wurde anhand eines numerischen Grundwasserströmungsmodells untersucht.

Die Untersuchungen zeigen, dass zur nachhaltigen Bewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasserleiter unter semiariden Bedingungen drei Bewirtschaftungsmaßnahmen vorrangige Bedeutung besitzen: Speicherung des Oberflächenwassers oberhalb des alluvialen Grundwasserleiters zur Erhöhung und Kontrolle der Zuflüsse, unterirdische Dämme an den Systemausgängen zur Verhinderung unterirdischer Abflüsse, sowie letztlich eine räumliche Verteilung der Förderbrunnen, die dem Speicherverhalten des Grundwassersystems angepasst ist. Die Systemsteuerung erfolgt dann über die Pumpbrunnen sowie die kontrollierte Grundwasseranreicherung. Die erzielten Ergebnisse, insbesondere hinsichtlich der Verbundbewirtschaftung, können auf die zahlreichen ähnlichen wasserwirtschaftlichen Systeme im semiariden Landesinnern NO-Brasiliens übertragen werden.

Schlagwörter: Alluviale Grundwasserleiter, Integrierte Wasserbewirtschaftung, Nordost-Brasilien

Management of Small Alluvial Aquifer Systems in the Semiarid Northeast of Brazil

Janiro Costa Rêgo

Abstract

The semiarid Northeast of Brazil is a socio-economically underdeveloped region. Careful exploitation and integrated management of the scarce water resources are required. Numerous alluvial deposits along the intermittent rivers accumulate water during the short rainy season.

The present work studies the impact of different water management measures on the water supply reliability and well operation. For this purpose, a representative river basin with a typical small alluvial aquifer system has been selected. Main water user is irrigated agriculture as guarantor of sustainable socio-economic development of the rural region. The following aspects have been studied in this context: (1) Hydro-geological system characteristics and behavior of typical alluvial groundwater systems in Northeast of Brazil; (2) Exploitation of the alluvial groundwater resources by well groups; (3) Efficient management of the pumping wells; (4) Reduction of the irrigated area to cover water demand; (5) Implementation of underground dams for improved groundwater management; (6) Managed Aquifer Recharge (MAR) implementation based on surface water reservoirs and (7) Conjunctive use of surface and ground water resources by surface water reservoirs and underground dams. For this purpose and basin characterization, during a period of three years monitoring programs have been conducted, focusing on hydrological and hydro-geological information. The reaction of the water resources system on the implementation of different management measures has been studied by applying a numerical groundwater flow model.

The results show that the sustainable management of small alluvial groundwater systems under semiarid conditions requires the implementation of the following three priority water management measures: surface water reservoirs upstream to control the water inflow during the dry season, an underground dam at the system outlet and well locations which are adapted to the storage behavior of the system. The alluvial system is operated based on the well groups and Managed Aquifer Recharge with surface water. The achieved results, especially with regards to the conjunctive use of surface and ground water resources, may be transferred to numerous similar water resources systems inside the semiarid region of Northeast of Brazil.

Key words: Integrated water resources management (IWRM), managed aquifer recharge, Northeast of Brazil

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	Problematik	1
1.2	Zielsetzung	4
2	WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN	4
2.1	Alluviale Grundwasserleiter	5
2.2	Grundwasserneubildung	9
2.3	Grundwassermodellierung	20
2.4	Grundwasserbewirtschaftung	24
3	ALLUVIALE GRUNDWASSERVORKOMMEN IM SEMIARIDEN NORDOSTEN BRASILIENS	27
3.1	Klimatische Verhältnisse	27
3.2	Geologische Verhältnisse.....	29
3.3	Grundwassergewinnung in alluvialen Grundwasserleitern.....	30
3.4	Oberflächen- und Grundwasserspeicher.....	35
4	DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET UND DIE KONZEPTIONELLE UND MATHEMATISCHE MODELLIERUNG	37
4.1	Das Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha	38
4.1.1	<i>Hydrogeologische und hydrometeorologische Daten</i>	40
4.1.2	<i>Wasserbedarf im Einzugsgebiet</i>	44
4.1.3	<i>Wasserbilanz des Einzugsgebietes</i>	49
4.1.4	<i>Grundwassererschließung im Einzugsgebiet</i>	51
4.2	Modellierung des alluvialen Aquifers	51
4.2.1	<i>Modellaufbau</i>	53
4.2.2	<i>Modellierung in der Trockenzeit</i>	57
4.2.2.1	Modelleichung	58
4.2.2.2	Modellvalidierung	73
4.2.3	<i>Modellierung in der Regenzeit</i>	76
4.2.3.1	Anwendung eines Niederschlag-Abfluss-Modells	78

4.2.3.2	Modellkalibrierung für die Regenzeit des Feuchtjahres 1989	79
4.2.3.3	Modellverifizierung für die Regenzeit des gemäßigten Jahres 1988	89
4.2.3.4	Regenzeit des Trockenjahres 1987	96
5	WASSERBEWIRTSCHAFTUNG EINES KLEINEN EINZUGSGEBIETES MIT ALLUVIALEM GRUNDWASSERLEITER	97
5.1	Grundwasserbewirtschaftung in der Trockenzeit - Erschließung durch Brunnen....	97
5.1.1	<i>Trockenzeit eines Feuchtjahres.....</i>	<i>98</i>
5.1.2	<i>Trockenzeit eines gemäßigten Jahres.....</i>	<i>105</i>
5.1.3	<i>Trockenzeit eines trockenen Jahres.....</i>	<i>112</i>
5.2	Wasserbewirtschaftung mit unterirdischem Damm	112
5.2.1	<i>Bau und Modellierung von unterirdischen Dämmen.....</i>	<i>113</i>
5.2.2	<i>Simulation mehrerer unterirdischen Dämme für das gemäßigte Jahr 1988</i>	<i>115</i>
5.2.3	<i>Simulation eines unterirdischen Damms für das gemäßigte Jahr 1988</i>	<i>122</i>
5.2.4	<i>Alternativen zur Steuerung der Förderbrunnen mit unterirdischem Damm während eines gemäßigten Jahres.....</i>	<i>125</i>
5.3	Wasserbewirtschaftung mit kontrollierter Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasserspeichern.....	131
5.3.1	<i>Grundwasseranreicherung ohne unterirdischen Damm</i>	<i>136</i>
5.3.2	<i>Grundwasseranreicherung mit unterirdischem Damm.....</i>	<i>141</i>
6	ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	143
7	ZUSAMMENFASSUNG	149
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	152

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Längsschnitt eines alluvialen Grundwasserleiters, in Anlehnung an Vieira et al. (2002)	8
Abb. 2.2	Grundwasserneubildung aus permanentem Oberflächenabfluss.....	17
Abb. 2.3	Grundwasserneubildung aus intermittierendem Oberflächenabfluss	17
Abb. 2.4	Intermittierender Fluss im Nordosten Brasiliens.....	18
Abb. 3.1	Nordostregion in Brasilien mit ihrem semiariden Gebiet	27
Abb. 3.2	Isohyeten des semiariden Nordostgebietes in Brasilien 1961 -1990 (ANA , 2007)	28
Abb. 3.3	Typische alluviale Landschaft (mit Schachtbrunnen) im semiariden Nordost-Brasilien während der Trockenzeit (Foto vom Autor)	31
Abb. 3.4	Verbessertes Modell eines Schachtbrunnens (<i>Lacerda et al., 2004</i>)	32
Abb. 3.5	Bewässerte alluviale Fläche im semiariden Nordosten Brasiliens	34
Abb. 4.1	Lage des Flussgebietes Piranhas-Açu und des Untersuchungsgebietes Catolé do Rocha in Nordost-Brasilien.....	39
Abb. 4.2	Kristalline und alluviale Flächen im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha.....	40
Abb. 4.3	Alluviale Fläche mit Beobachtungsbrunnen	42
Abb. 4.4	Zeitliche Verteilung der Niederschlags- und Grundwasserspiegelhöhen (1.05.1986-29.07.1989).....	43
Abb. 4.5	Konzeptuelles hydrogeologisches Model des Aquifers Catolé do Rocha, mit Position des Flusses, alluvialen Schicht sowie Systemgrenzen.....	54
Abb. 4.6	Diskretisiertes alluviales System mit Raster, Position des Flusses und Rändern	54
Abb. 4.7	Modellraum mit Raster, bestehenden Brunnen (PC), Fluß (Hellblauenzellen) und Randbedingung nach Cauchy (blaue Zellen)	55
Abb. 4.8	Längs- und Querschnitt im Modell.....	56
Abb. 4.9	Gliederung des alluvialen Aquifers in 6 homogene Bereiche in Hinblick auf Durchlässigkeit und Speichereigenschaften (s. nachfolgende Tabellen).....	59
Abb. 4.10	Grundwasserstandsganglinien während der Trockenzeit 1986, die für die Modellkalibrierung ausgewählt wurden	61
Abb. 4.11	Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach Modellkalibrierung	64
Abb. 4.12	PC10 – Vergleich der gemessenen und berechneten Ganglinie (Trockenzeit 1986). 65	
Abb. 4.13	PC2, 4 und 5: Gemessenen und berechneten Ganglinien (Trockenzeit 1986)	66
Abb. 4.14	PC6, 7 und 8: Vergleich der gemessenen und berechneten Ganglinien (Trockenzeit 1986).....	67
Abb. 4.15	Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach der Modellkalibrierung (Zweite Eichung)	69
Abb. 4.16	PC2, 4 und 5 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung erweiterteTrockenzeit 1986).....	70

Abb. 4.17 PV6, 7 und 8 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung erweiterte Trockenzeit 1986).....	71
Abb. 4.18 PC10 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung erweiterte Trockenzeit 1986).....	72
Abb. 4.19 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (Zweite Eichung), $r = 0,9926$; $Var = 0,22$	72
Abb. 4.20 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen im Rahmen der Modellvalidierung (Trockenzeit 1988)	73
Abb. 4.21 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (Modellvalidierung), $r = 0,9981$ und $Var = 0,19$	74
Abb. 4.22 PC6 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Validierung)	74
Abb. 4.23 PC2, 4 und 5 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Validierung)	75
Abb. 4.24 Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser durch die gesättigte Zone	82
Abb. 4.25 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach Kalibrierung (Regenzeit 1989).....	85
Abb. 4.26 PC2, 4 und 5: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)	86
Abb. 4.27 PC6, 9 und 10: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)	87
Abb. 4.28 PC 3: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)	88
Abb. 4.29 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Grundwasserstandsdaten (Regenzeit 1989) $r=0,9872$ und $Var = 0,51$	88
Abb. 4.30 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Ganglinien (Regenzeit 1989 – abzüglich der ersten 4 Wochen), $r=0,9887$ $Var=0,26$	89
Abb. 4.31 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach Kalibrierung (Regenzeit 1989).....	93
Abb. 4.32 PC2 - Gemessene und berechnete Ganglinie (Regenzeit 1988)	93
Abb. 4.33 PC3,4 und 6 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1988)	94
Abb. 4.34 PC8 - Gemessene und berechnete Ganglinie (Regenzeit 1988)	95
Abb. 4.35 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Ganglinien (Regenzeit 1988), $r = 0,9856$ $Var = 0,21$	95
Abb. 5.1 Modell des alluvialen Systems mit Lage der fiktiven Entnahmebrunnen (Simulation der Trockenzeit 1986).....	100
Abb. 5.2 PC10,PCE: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986) ..	101
Abb. 5.3 PC2, 4, 5: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986)	102
Abb. 5.4 PC6, 7, 8: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986)	103
Abb. 5.5 PC2, 4, 5: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988)	106
Abb. 5.6 PC6, 7, 8: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988)	107
Abb. 5.7 PC10,PCE: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988) ..	108
Abb. 5.8 Grundwasserstandsganglinien bei Betrieb der Förderbrunnen PC6, 8 und 10 (Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988)	111

Abb. 5.9	Damm-Variante A: Modell des alluvialen Systems mit Lage der drei unterirdischen Dämme und neuen Brunnen, Anordnung der Dämme in Reihe.....	116
Abb. 5.10	Damm-Variante B: Modell des alluvialen Systems mit Lage der drei unterirdischen Dämme und neuen Brunnen, parallele Anordnung der vorgeschalteten beiden Dämme.....	116
Abb. 5.11	Unterbrechung der Grundwasserströmung im untersuchten Aquifer auf Grund unterirdischer Dämme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988.....	117
Abb. 5.12	Aquiferzustand mit drei unterirdischen Dämmen nach 49 Tagen Grundwasserentnahme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988.....	120
Abb. 5.13	Neuanordnung der Brunnen PW1 und PW2 bei nur zwei unterirdischen Dämmen .	121
Abb. 5.14	Neuanordnung der Förderbrunnen bei Implementierung eines einzelnen unterirdischen Damms.....	124
Abb. 5.15	Aquiferzustand mit einem unterirdischem Damm nach 77 Tagen Grundwasserentnahme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988.....	124
Abb. 5.16	Lage der Oberflächenwasserspeicher (Açudes)	132
Abb. 5.17	Neuanordnung der Förderbrunnen bei Implementierung einer kontrollierten Grundwasseranreicherung mit einem unterirdischen Damm	137

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Geologisches Bohrprofil einer alluvialen Ablagerung mit differenzierter Schichtung; in Anlehnung an ATECEL, 2001.....	7
Tab. 4.1	Ergebnisse der Pumpversuche	42
Tab. 4.2	Jährlicher Wasserbedarf der Bewirtschaftungseinheiten im Untersuchungsgebiet....	46
Tab. 4.3	Wasserbedarfsraten für die einzelnen Bewirtschaftungseinheiten im Untersuchungsgebiet.....	48
Tab. 4.4	Kalibrierte Kf-Werte für die 6 hydraulisch homogenen Bereiche (4 Zeitpunkte- ZtP).	62
Tab. 4.5	Mittlere berechnete Kf-Werte für 4, 8 und 12 Messzeitpunkte	62
Tab. 4.6	Ergebnisse der Modellkalibrierung für den Durchlässigkeitsbeiwert und den Speicherkoeffizienten	64
Tab. 4.7	Berechnung der Zuflüsse zu den Systemeingängen für das Feuchtjahr 1989.....	81
Tab. 4.8	Berechnung der direkten Grundwasserneubildung für das Feuchtjahr 1989	84
Tab. 4.9	Berechnung der Zuflüsse zu den Systemeingängen für das gemäßigte Jahr 1988... ..	91
Tab. 4.10	Berechnung der direkten Grundwasserneubildung	92
Tab. 5.1	Betriebszeit der Entnahmehbrunnen während der Trockenzeit 1986*	104
Tab. 5.2	Zustand der geförderten Brunnen in der Trockenzeit 1988.....	109
Tab. 5.3	Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988, Variante mit drei unterirdischen Dämmen	119
Tab. 5.4	Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988, Variante mit zwei unterirdischen Dämmen	121
Tab. 5.5	Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988; Variante mit einem unterirdischen Damm	124
Tab. 5.6	Maximale Anzahl der Brunnen, die die erforderliche Förderrate während der Trockenzeit 1988 über drei Monate annähernd gewährleisten könnten; Variante mit einem unterirdischen Damm.....	125
Tab. 5.7	Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 1 (Entspricht einer mittleren Förderrate von 285 m ³ /d pro Brunnen).....	128
Tab. 5.8	Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 2 (Entspricht einer mittleren Förderrate von 285 m ³ /d pro Brunnen).....	128
Tab. 5.9	Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 3 (Dritter Monat: zwei Brunnen außer Betrieb und zwei Brunnen mit doppelter Pumpenrate).....	129
Tab. 5.10	Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne kontrollierte Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m ³ /d	137
Tab. 5.11	Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne und mit kontrollierter Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m ³ /d, 500m ³ /d Speicherabgabe pro Systemeingang über den gesamten Untersuchungszeitraum von 3 Monaten	138

Tab. 5.12 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne und mit kontrollierter Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m ³ /d, 750 m ³ /d Abgabe pro Systemeingang während des zweiten und dritten Monats.....	139
Tab. 5.13 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen mit kontrollierter Grundwasseranreicherung und Untergrunddamm während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m ³ /d, 700 m ³ /d Speicherabgabe im zweiten und 800 m ³ /d im dritten Monat.....	142

Abkürzungsverzeichnis

C_n	Konstante des SCS-Verfahrens
d	Tag
ET	Evapotranspiration (<i>mm</i>)
f	Infiltrationskapazität (<i>mm/d</i> ; <i>mm/h</i>)
f_0	Anfangsinfiltrationskapazität (<i>mm/d</i> ; <i>mm/h</i>)
f_c	endgültige Infiltrationskapazität (<i>mm/d</i> ; <i>mm/h</i>)
GWN	Grundwasserneubildung
h	Grundwasserpotential (<i>m</i>); Standrohrspiegelhöhe (<i>m</i>); Einheit der Stunde
H	Tiefe, Wasserstand im Bewässerungsspeicher (Açude) (<i>m</i>)
I	Infiltration (<i>mm</i>)
K	Durchlässigkeit (<i>m/s</i> ; <i>m/d</i>); Geometriekoeffizient
K_f	Durchlässigkeit (<i>m/s</i> ; <i>m/d</i>); Durchlässigkeitsbeiwert (<i>m/s</i> ; <i>m/d</i>)
K_{fd}	Durchlässigkeit des Dammkörpers (<i>m/s</i> ; <i>m/d</i>)
K_x, K_y, K_z	Hydraulische Durchlässigkeit in den orthogonalen Richtungen x, y, z (<i>m/s</i> ; <i>m/d</i>)
n	Porenraum; Porosität
n_o	nutzbarer Porenraum; Speicherkoeffizient
n_r	Haftwasseranteil; Rückhaltevermögen
N	Niederschlag (<i>mm</i>); Nord
P	nutzbare Porenvolumen; Gesamtniederschlag (<i>mm</i>)
P...	Brunnen (zum Beispiel: PC5, PE, PC7d)
Q	Abfluss (<i>mm/s</i> ; <i>mm/d</i>); effektiver Niederschlagsanteil (<i>mm</i>)
Q_g	Grundwasserneubildungsrate (<i>mm/d</i>)
Q_n	Niederschlagsrate (<i>mm/d</i>)
r	Korrelationskoeffizient
R	Grundwasserzufluss bzw. -entnahme (m^3/d)
S	Speicherkoeffizient; Konstante des SCS-Verfahrens; Fläche (m^2)
SCS	Soil Conservation Service
S_s	Spezifischer Speicherkoeffizient (m^{-1})
t	Zeit

V	Volumen (m^3)
V _a	Abflussvolumen am Eingang eines Flußabschnittes (m^3)
V _{ar}	Varianz
V _{gwa}	für die kontrollierte Grundwasseranreicherung verbleibendes Wasservolumen (m^3)
V _v	verdunstetes Wasservolumen (m^3)
V ₁	Abflussverluste in der ersten Meile eines Flußabschnittes (m^3)
W	Breite des Flussbettes (m); West
ZtP	Messzeitpunkt
α	Geometriekoeffizient
β	Konstante

1 Einleitung

1.1 Problematik

Der Nordosten Brasiliens gilt als die ärmste geopolitische Region des Landes. Schon zur Zeit der portugiesischen Kolonisation, vom XVI bis zum Anfang des XIX Jahrhunderts, verlagerte sich das Wirtschaftsleben Brasiliens aufgrund klimatischer Verhältnisse und verschiedener wirtschaftlicher und politischer Ereignisse nach und nach in die südlichen Provinzen. Die Regionalökonomie im Nordosten Brasiliens basiert hauptsächlich auf einer unsicheren landwirtschaftlichen Produktion, da sich die wenigen Industriebetriebe mit den besten Arbeitsplätzen der Region auf die Hauptstädte der Bundesländer konzentrieren, welche in einem schmalen humiden Streifen an der Küste liegen. Eine direkte Folge der ungünstigen wirtschaftlichen Verhältnisse ist die Migration der Bevölkerung aus dem Landesinneren zu den an der Küste liegenden größeren Hauptstädten des Nordostens, so wie zu anderen Gebieten im Süden des Landes. Das führt zu einem allgemeinen ökonomischen Ungleichgewicht nicht nur zwischen den großen brasilianischen geographischen Regionen, sondern auch im Nordosten selbst, zwischen deren tropisch feuchtem Küstenstreifen und den trockenen Inlandgebieten (*Andrade, 1998*).

Abgesehen von anderen politischen, sozialen und wirtschaftlichen Gründen, ist der oben beschriebene nachteilige Entwicklungszustand Nordost-Brasiliens vorwiegend auf die im größten Teil der Region herrschende Wasserknappheit zurückzuführen. Fast im ganzen Binnenland herrscht semiarides Klima. Dort konzentriert sich der jährliche Niederschlag vorwiegend auf 3 bis 4 Monate im Jahr, das sogenannte regnerische Semester zwischen Januar und Juli. Die potentielle Evapotranspiration während der 8 bis 9 Monate andauernden Trockenzeit überschreitet bei weitem den Niederschlag, manchmal sogar auch in einigen Monaten der kurzen Regenzeit (*Rêgo et al., 1999*). Dies kann nicht nur in klimatischen Extrempereoden, sondern auch in hydrologisch durchschnittlichen Jahren vorkommen, in denen die Wahrscheinlichkeit, eine erfolgreiche Ernte in der Regenzeit zu haben, relativ hoch ist (*Albuquerque, 1984*). Dennoch ist auch unter durchschnittlichen Verhältnissen die Niederschlagsverteilung während der 3 bis 4 regnerischen Monate nicht selten so unregelmäßig, dass der Regen manchmal für zwei bis drei Wochen ausbleibt. Die Folgen für die Landwirtschaft sind katastrophal (*FAO, 1981*).

Darüber hinaus treten oft Extrempereoden in Form von Dürrenjahren auf, in denen die Bedingungen für die Landwirtschaft am schlechtesten sind. In diesen Jahren fällt nur geringfügig oder kein Niederschlag. Die landwirtschaftlichen Erträge fallen dann vollkommen aus. Die ohnehin schwache regionale Wirtschaft wird davon erheblich in Mitleidenschaft gezogen. Erst nach einem Jahr mit durchschnittlichen Niederschlägen kommt das Wirtschaftsleben langsam wieder in Gang. Eine Dürreperiode dauert also mindestens 18 Monate an. Wasser-

wirtschaftliche Maßnahmen sind dringend erforderlich, um auch während dieses Zeitraums landwirtschaftliche Erträge erwirtschaften zu können.

Neben den oben erwähnten nachteiligen klimatischen Aspekten sind die eher ungünstigen geologischen Verhältnisse im semiariden Landesinnern im Hinblick auf die Neubildung, Speicherung und Entnahme von Grundwasser zu erwähnen. Es gibt keinen regional bedeutenden Lockergesteinsgrundwasserleiter, da undurchlässige Gesteinsformationen in einem Großteil der Region flach anstehen. Dies hat, unabhängig von der hydrologischen Ausprägung der Jahre, intermittierende Abflüsse zur Folge. Während der niederschlagsarmen Zeit von 8 bis 9 Monaten kann der landwirtschaftliche Betrieb nur durch Bewässerungsmaßnahmen aufrechterhalten werden.

Die städtische Wasserversorgung ist unter diesen klimatischen und physikalischen Gegebenheiten ebenfalls bedroht und nur dann gewährleistet, wenn in der kurzen Regenzeit genug Wasser künstlich aufgespeichert werden kann. Hierfür werden hauptsächlich oberirdische Flußdämme implementiert, die zum Anstau des während der Regenzeit abfließenden Oberflächenwassers dienen. Eine Vielzahl von kleineren und größeren Oberflächenwasserspeichern, sogenannte Açudes, wurden in der Vergangenheit und in geringerem Umfang noch heutzutage in Nordost Brasilien implementiert. An den größten von ihnen wurden Landwirte angesiedelt, welche durch Regierungsprogramme geförderte Bewässerungsprojekte betreiben. Diesen Unternehmen fehlt jedoch eine permanente technische und wissenschaftliche Betreuung, welche unentbehrlich ist, um eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung zu etablieren und wirtschaftliche Krisen zu vermeiden (*Galvão et al., 2001*).

Für die ländliche Wasserversorgung werden kleine Staudämme gebaut, entweder ausschließlich von privater Seite, oder häufig auch mit Regierungsunterstützung. Diese Lösung hat sich aber als sehr unsicher herausgestellt, da die Verdunstungsverluste in solchen kleinen und flachen Oberflächenwasserspeichern sehr groß sind. Dies führt dazu, dass die Mehrheit davon trocken fällt, bevor die Trockenzeit zu Ende geht. Dies Risiko ist umso größer, je mehr sich der Beginn der anschließenden Regenzeit verzögert (*Aragão et al., 2005*). Trotzdem werden die kleinen Açudes immer noch von Farmern gebaut und auch zum Teil für Bewässerungsbetrieb ausgenutzt (*Molle und Cadier, 1992*).

Neben der Speicherung des Oberflächenwassers in den größeren und kleinen Açudes besteht aber noch die Möglichkeit, die vielerorts vorhandenen kleinen alluvialen Grundwasserleiter für die ländliche Wasserversorgung zu erschließen und sie gegebenenfalls auch für die Bewässerung zu nutzen.

Durch Erosions-Sedimentations-Vorgänge an den Ufern und in den Betten einiger Flüsse und Bäche haben sich auf dem von Festgestein gebildeten undurchlässigen Untergrund

dünne und schmale Schichten von gut durchlässigem Bodenmaterial abgelagert. Ein Teil des hierauf fallenden Niederschlags sowie ein Großteil des in der Regenzeit oberflächlich abfließenden Wassers versickern und bilden in diesen alluvialen Bodenschichten einen wertvollen Grundwasservorrat, welcher der ländlichen Bevölkerung in der anschließenden Trockenzeit zur Verfügung steht.

Die Nutzung alluvialer Grundwasservorräte spielt schon seit jeher eine wichtige Rolle für die im semi-ariden Nordost-Brasilien stark gestreute ländliche Bevölkerung. Diese Vorräte decken einen Großteil des Trinkwasserbedarfs dieser Menschen und ihrer Tieren, auch während längerer Dürreperioden. Häufig sind sogar mehrere Kilometer zu Fuß zurückzulegen, um einen alluvialen Bereich zu erreichen, wo das Wasser aus Schachtbrunnen oder groben Ausschachtungen entnommen werden kann.

Mit der in den letzten Jahrzehnten zunehmenden Elektrifizierung der ländlichen Gebiete und der damit verbundenen Möglichkeit, mehr Wasser durch Anwendung elektrischer Pumpen zu fördern, konnten unterhalb und am Rand vieler alluvialer Ablagerungen Bewässerungsflächen eingerichtet werden. Dörfer und sogar kleine Städte konnten in der Vergangenheit mit Wasser aus diesen kleinen alluvialen Grundwasserleitern teilweise versorgt werden (*Rêgo und Albuquerque, 1997*).

Die Erschließung alluvialer Grundwasserleiter hat also im semiariden Nordosten Brasiliens seit jeher eine sozio-ökonomische Bedeutung, welche in der letzten Zeit stark zugenommen hat. Die Bewirtschaftung dieser zwar begrenzten aber wertvollen Grundwasservorkommen erfolgt bisher lediglich empirisch, das heißt, ohne Berücksichtigung weder der Kapazität, bzw. Begrenzung der alluvialen Aquifer, noch der Auswirkungen der Grundwasserförderung auf die hydrologischen Verhältnisse und den Wasserhaushalt des entsprechenden Einzugsgebietes. Dieser Mangel an wissenschaftlichen Kenntnissen zur nachhaltigen Nutzung alluvialer Grundwasserleiter unter den hydrologischen und physikalischen Gegebenheiten führt zu der Notwendigkeit, diese physikalisch und insbesondere geohydraulisch besser zu charakterisieren, sowie geeignete Methoden zu entwickeln und anzuwenden, um ihren Wasservorrat zu schätzen und rationell zu bewirtschaften.

1.2 Zielsetzung

Zur Behandlung der oben dargelegten Probleme hinsichtlich der nachhaltigen Erschließung kleiner alluvialer Grundwassersysteme semiarider Regionen soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht werden, wie sich die Implementierung unterschiedlicher Maßnahmen der Systembewirtschaftung auf den Wasserversorgungsgrad bzw. den Betrieb der Brunnenanlagen auswirkt. Maßgeblicher Wassernutzer ist die Bewässerungslandwirtschaft als Garant für die nachhaltige sozio-ökonomische Entwicklung der ländlichen Region.

In diesem Zusammenhang sind folgende Aspekte näher zu untersuchen:

- (1) Hydrogeologische Systemeigenschaften und Systemverhalten typischer alluvialer Grundwassersysteme in Nordost-Brasilien;
- (2) Erschließung der alluvialen Grundwasservorkommen durch Brunnen;
- (3) Steuerung der Pumpbrunnen;
- (4) Reduktion der Bewässerungsfläche zur Wasserbedarfsdeckung;
- (5) Nutzung von unterirdischen Dämmen im Rahmen der Grundwasserbewirtschaftung;
- (6) Nutzung von Oberflächenwasserspeichern zur kontrollierten Grundwasseranreicherung;
- (7) Verbundbewirtschaftung durch Oberflächenwasserspeicher sowie unterirdische Dämme.

2 Wissenschaftliche Grundlagen

Die geologischen und geomorphologischen Charakteristika der alluvialen sedimentären Bodenschichten bestimmen ihre Eigenschaften als Grundwasserleiter. Unter diesen Eigenschaften spielt insbesondere das Grundwasserneubildungsvermögen eine entscheidende Rolle bei der Wasserbewirtschaftung solcher Aquifere, welche in enger Verbindung mit den Oberflächengewässern stehen. Die Besonderheiten dieser kleinen Aquifersysteme machen neue Formen der Wasserbewirtschaftung als bei weitläufigen regionalen Aquiferen notwendig. Zu ihrer Entwicklung sind moderne mathematische Methoden einzusetzen und den besonderen Systemeigenschaften und Randbedingungen anzupassen.

In diesem Kapitel werden zuerst die grundlegenden Begriffe, alluviale Grundwasserleiter betreffend, vorgestellt. Danach werden die wichtigsten in alluvialen Aquifersystemen stattfindenden Grundwasserneubildungsvorgänge beschrieben und diskutiert. Das in dieser Forschungsarbeit grundsätzlich angewandte technische und wissenschaftliche Werkzeug der mathematischen Grundwassermodellierung wird im Anschluss daran vorgestellt. Zuletzt werden die verschiedenen allgemeinen Ansätze für die Grundwasserbewirtschaftung alluvialer Grundwasserleiter diskutiert.

2.1 Alluviale Grundwasserleiter

Alluviale Ablagerungen ergeben sich aus fluvialen Erosion- und Sedimentationsvorgängen. Sie bestehen aus Lockergesteinssedimenten, welche Flussbetten und Flussterrassen von Neben- und Hauptflüssen eines Einzugsgebiets bilden. Die alluvialen Schichten haben als Untergründe entweder kristalline Festgesteine oder andere nicht alluviale Sedimentationschichten, je nach geologischem Ursprung (*Balderer, 1980*).

Die alluvialen Ablagerungen weisen sehr große Variationen in der Korngrößenverteilungen auf. Dies ist auf die im Rahmen des Ablagerungsprozesses zeitlich und räumlich stark unterschiedlichen Fließ- und Sedimentationsgeschwindigkeiten der Bodenteilchen zurückzuführen. Die abgelagerten Sedimente bestehen überwiegend aus feinen bis groben Sand, aber sie können sich über allen Kornklassen verteilen, vom Feinstkorn oder Ton bis dem Grobkies (*Albuquerque und Rêgo, 1987*).

Normalerweise werden die gröberen Sedimente in der Mitte des Flussbetts und die feineren flach an den Ufergebieten abgelagert. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn durch Überflutungen alluviale Terrassen ausgebildet werden. In alluvialen Flussbetten sind jedoch zwischen den Sand- oder Kiesschichten auch heterogen eingelagerte Ton- und Schluffschichten zu finden. Ihr Vorkommen hängt von den Erosions- und Sedimentationser-

eignisse ab, die im Gebiet stattgefunden haben (*Albuquerque, 1984; Bernal und Sabater, 2008*). In der Tabelle 2.1 sind Material und Schichtung einer alluvialen Ablagerung zu erkennen, die mit Hilfe eines geologischen Bohrprofils aufgenommen wurden.

Angesichts der oben beschriebenen Größe und Struktur sind alluviale Grundwasserleiter geomorphologisch als „Trogtyp“ einzuordnen (*Schneider, 1973*). Ihre Länge ist wesentlich größer als ihre Breite und Tiefe. In einem Einzugsgebiet entstehen die alluvialen Ablagerungen im Allgemeinen entlang von Flüssen größerer Ordnung, insbesondere dem Hauptfluss, wobei die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit den Sedimentationsvorgang einleitet (*Bernal und Sabater, 2008; Banzhaf, 2008*).

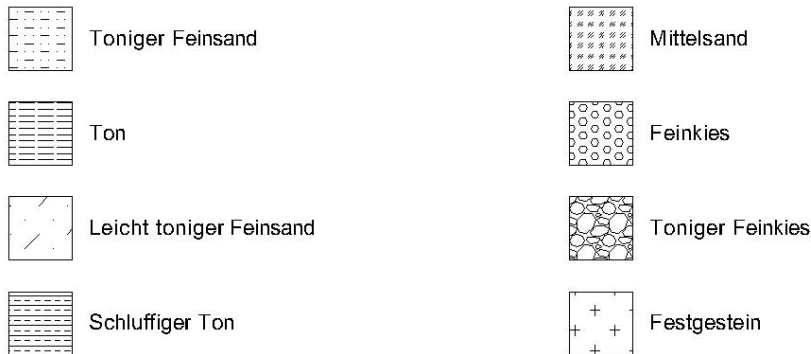
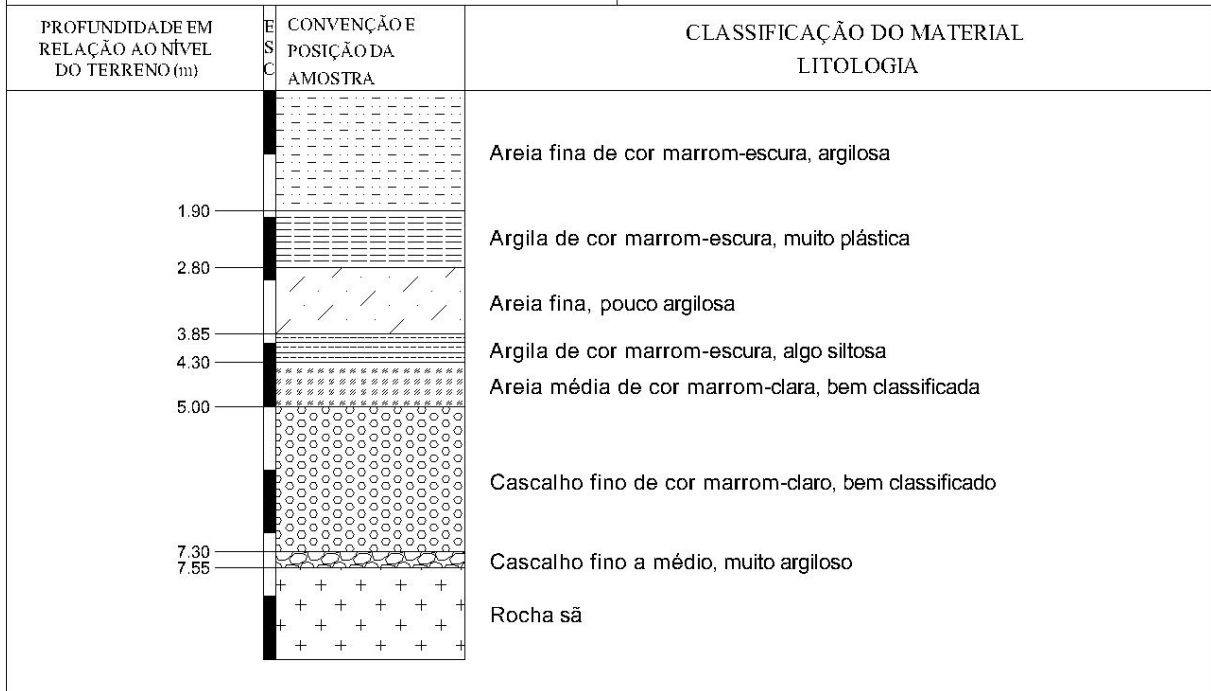
Die Länge einer normalerweise sehr verzweigten alluvialen sedimentären Schicht kann also viele Kilometer erreichen, wenn auch manchmal Unterbrechungen stattfinden, welche durch topographische Anhebungen des anstehenden Felsens verursacht werden. Im Gegensatz dazu betragen im Allgemeinen die Querschnittsbreiten nur einige hundert Meter bei flachgründigen Tiefen des alluvialen Speichers von im Mittel 20 bis 40m (*Albuquerque, 1984; Moyce et al., 2006*).

Die relativ kleinen Ausmaße alluvialer Grundwasserleiter vereinfachen die Feldmessungen zur Charakterisierung der Systemeigenschaften. Länge und Breite werden relativ einfach durch topographische Erhebungen festgestellt, welche gleichzeitig mit einer oberflächlichen geologischen Erkundung durchgeführt werden können. Die Tiefe der alluvialen Schicht, welche der Mächtigkeit des Aquifers entspricht, kann ihrerseits durch Anwendung einfacher Bohrlochverfahren, wie z. B. Trockenbohren oder Hammerbohren, erkundet werden (*Langguth und Voigt, 2004*). Die durch Bohrungen erhobenen lithologischen Informationen können mit Hilfe geophysikalischer Verfahren schnell und ohne großen Aufwand ergänzt werden (*Bischoff et al., 1988; Paasche, 2006*).

Um zuverlässige Feldinformationen zu erhalten, ist es bei der Erkundung dieser flachen alluvialen Ablagerungen notwendig, ihre untere Grenze, d. h. die undurchlässige Sohle des Grundwasserleiters genau zu ermitteln, da das Relief des Untergrundes in kurzen Strecken sehr variabel sein kann, insbesondere wenn der betrachtete alluviale Grundwasserleiter auf Festgesteinen gebildet wurde. Abbildung 2.1 zeigt die Erhebung der Aquiferunterkante in einer kurzen Strecke einer in Nordosten Brasiliens auf Kristallingestein abgelagert alluvialen Schicht.

REGISTRO DE SONDAGEM

CLIENTE: DNOCS CONTRATO:	SECÇÃO DE SONDAGEM Nº LOTE 22
TRECHO ALUVIAL: RIO SUCURU	FURO DE SONDAGEM Nº 10
	REVESTIMENTO DO FURO
	AMOSTRADOR



Tab. 2.1 Geologisches Bohrprofil einer alluvialen Ablagerung mit differenzierter Schichtung; in Anlehnung an ATECEL, 2001

Zieht man die sogenannten regionalen Aquifersystemen, die sich über große Flächen und Mächtigkeiten erstrecken und von mehreren in verschiedenen geologischen Zeiträumen abgelagerten Schichten ausgebildet werden, zum Vergleich heran, so sind die alluvialen

Grundwasserleiter im semiariden Landesinnern Nordost-Brasiliens davon stark abzugrenzen. Im Hinblick auf ihre nachhaltige Wasserbewirtschaftung macht dies besondere Ansätze erforderlich (*Hanson und Nilsson, 1986*).

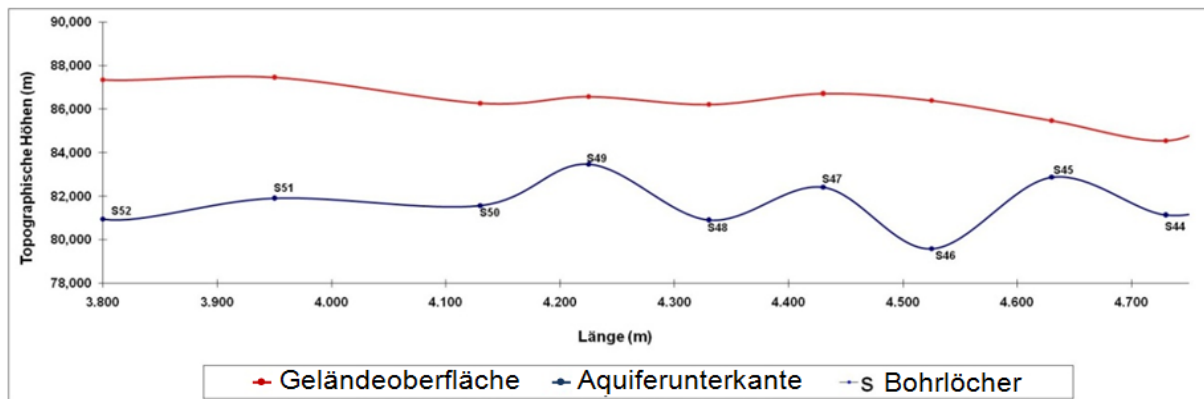


Abb. 2.1 Längsschnitt eines alluvialen Grundwasserleiters, in Anlehnung an Vieira et al. (2002)

Die in einer alluvialen Schichtung gespeicherte Wassermenge ist relativ klein. Allerdings kann das Wasser, auf Grund der niedrigen Kosten für den Brunnenbau und die Wasserförderung über Pumpen- und Rohrleitungskosten, leicht nutzbar gemacht werden (*Feitosa et al., 2008*). Die Porositäten und Permeabilitäten der aus gelösten Sedimenten flach gebildeten alluvialen Aquifer sind größer als die von tiefen gedrängten Schichten. Dies begünstigt die Grundwasserströmung, den Zustrom und damit die Brunnenförderung.

Die oben erwähnte Heterogenität der alluvialen Ablagerungen, nicht nur in Hinblick auf die Korngrößenverteilung, sondern auch in Bezug auf ihre Dimensionen und räumliche Verteilung, stellt eine weitere Besonderheit alluvialer Aquifer im Vergleich zu den großen relativ homogenen regionalen Grundwasserleitern dar (*Montenegro et al., 2003*). Trotz dieser Heterogenität verfügt das alluviale Aquifersystem über einen freien Grundwasserspiegel, da zwischengelagerte Ton- oder Schluffschichten, welche gespannte bzw. halbgespannte Grundwasserleiter bilden würden, nur örtlich auftreten. So besteht stets eine ungehemmte hydraulische Verbindung zwischen den durchlässigen Sedimentschichten.

Das Gefälle der freien Oberfläche des alluvialen Grundwasserleiters entspricht in etwa dem topographischen Gefälle des Flussbettes und kann daher eine höhere Variabilität aufweisen. Das führt zu unterschiedlichen hydraulischen Gradienten in Größe und Richtung. Die oben angesprochene erhöhte Porosität und Permeabilität alluvialer Grundwasserleiter kann damit

zu erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten bzw. Grundwasserabflüssen beitragen (*Régo et al., 1999*).

Einerseits wird dadurch die Grundwassererschliessung in gewissem Masse begünstigt (*Buyankhishig et al., 2009*). Andererseits besitzt dadurch die Grundwasserströmung häufig instationären Charakter. Dies ist bei der Bewirtschaftung solcher Grundwasservorkommen zu berücksichtigen. Die kleinen alluvialen Aquifer können sich während einer langen Trockenzeit vollkommen entleeren, entweder durch den normalen Grundwasserabfluss oder durch Grundwassererschliessung oder durch Kopplung beider Faktoren. Die aus der folgenden Regenzeit resultierende Grundwasserneubildung ist möglicherweise nicht in der Lage, den früheren Grundwasserstand wiederherzustellen. Im Gegensatz dazu kann, im Fall eines besonders regenreichen Jahres, die gesamte alluviale Schicht auch vollständig gesättigt sein.

Auf Grund der kurzen Verweilzeiten und leichten Grundwasseranreicherung ist die Wasserqualität in alluvialen Grundwasserleitern in der Regel gut. Allerdings ist die Vulnerabilität dieser flachen und permeablen Aquifersysteme gegenüber Verschmutzungsquellen und sonstigen anthropogenen Einflüssen groß (*Mull und Nordmeyer, 1994; Blackburn et al., 2002; Andrade et al., 2007*).

2.2 Grundwasserneubildung

Der Anteil des versickernden Wassers, der in der Geländeoberfläche infiltriert, die ungesättigte Zone des Untergrundes durchfließt, nicht durch Evaporation und Transpiration dem Boden entzogen wird und die Grundwasseroberfläche bzw. gesättigte Zone erreicht, wird als Grundwasserneubildung verstanden. Nach DIN 4093-3 wird sie dementsprechend als der Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser definiert (*Langguth und Voigt, 2004*). Sie bezeichnet also den Vorgang, durch den Grundwasser neu gebildet wird (*Richter und Lillich, 1975*) und ist als Teil des hydrologischen Kreislaufes zu verstehen, der natürlich zyklischen Charakter aufweist. Deswegen wird die Grundwasserneubildung wie die allgemeinen hydrologischen Variablen auf einen Zeitraum bezogen.

So spricht man von (*Hölting, 1996*):

- Grundwasserneubildungssumme: in m^3/a , aber auch in m^3/d oder l/s usw.;
- Grundwasserneubildungsrate oder –spende: pro Flächeneinheit, in $\text{l/s}/\text{km}^2$ usw.;
- Grundwasserneubildungshöhe: in mm pro Jahr, pro Monat usw.

Die regionale Untersuchung der Grundwasserneubildungsvorgänge zur zuverlässigen Schätzung der Grundwasserneubildung ist im Hinblick auf die Grundwasserbewirtschaftung von großer Bedeutung (*Simmers, 1997*). Eine nachhaltige Bewirtschaftung der Grundwasserressourcen bzw. die Bestimmung der erschließbaren Grundwassermengen sollte sich an den erneuerbaren Grundwasservorkommen orientieren (*Hölting, 1996; Mull und Holländer, 2002*).

Das langfristige Mittel der jährlichen Grundwasserneubildung in einem Einzugsgebiet, welches durch den im Vorfluter messbaren Abfluss des Grundwassers (Basisabfluss im Vorfluter) bestimmt werden kann, wird auch als „potentielles“ Grundwasserdargebot des betrachteten Einzugsgebietes bezeichnet und in direkter oder indirekter Weise als wichtiger Parameter für die Wasserwirtschaftsplanung eingesetzt (*Albuquerque und Régo, 1999; PERH-PB, 2006*). Die Grundwasserneubildung stellt also den oberen Grenzwert des nutzbaren Grundwasserdargebots dar. Wird dieser Grenzwert der Grundwassererschließung überschritten, so kann dies sehr negative Auswirkungen haben. Eine starke Verminderung des Abflusses oder sogar das Austrocknen des Flusses in der Trockenzeit (Basisabfluß) mit schweren Störungen des ökologischen Gleichgewichts sind mögliche Folgen (*Kuells et al., 2009*).

Ein ähnliches mit den obigen Prinzipien verbundenes und zu Bewirtschaftungszwecken verwandtes Konzept ist die hydrologisch sichere Erschließung eines Aquifers, „*hydrologic safe yield*“ (*Bouwer, 1978*), die dem nutzbaren Grundwasserdargebot bzw. der Grundwasserneubildung gleich zu setzen ist.

Diese Vorgänge, durch die Oberflächenwasser in Grundwasser umgewandelt wird und umgekehrt, sind für die Ausbreitung von Wasserverschmutzungen ebenfalls von Bedeutung (*Bouwer, 1978; Kresic, 2006*). Da die Güte des Wassers seine Nutzbarkeit stark oder sogar völlig begrenzen kann, spricht man heutzutage in breiterem Sinne von einer nachhaltigen Grundwassererschließung bzw. Nutzung eines Aquifers (*Mull und Holländer, 2002*).

Unter all den in der Grundwasserbewirtschaftung einzubeziehenden Faktoren ist aber gerade die Grundwasserneubildung am schwierigsten zu bestimmen (*Simmers, 1997; Kresic, 2006*). Mit der Anwendung der heute zur Verfügung stehenden Methoden sind Schwierigkeiten verbunden (*Allison, 1988*), insbesondere die Datenerhebung betreffend, welche Anwendungseinschränkungen und Unsicherheiten zur Folge haben können (*DVWK, 1982*).

Der nutzbare Porenraum eines Grundwasserleiters ist ein gutes Beispiel für einen für die Grundwasserneubildungsvorgänge wichtigen aber schwer bestimmbar Parameter. Er wird als das Verhältnis des unter Einfluss der Schwerkraft frei aus den gesättigten Poren abfließenden Wassers zum gesamten Wasservolumen, das die Poren erfüllt, bestimmt. Auf der anderen Seite, dem Haftwasseranteil entspricht das Verhältnis des in den Poren übriggebliebenen Wassers zum gesamten Volumen.

Also:

$$n_o + n_r = n \quad (1)$$

mit

n_o = Nutzbarer Porenraum

n_r = Haftwasseranteil oder gelegentlich Rückhaltevermögen

n = Porenraum oder Porosität, der das Verhältnis vom Hohlraumvolumen eines Lockergesteines, welches von Wasser oder Luft (oder beiden) erfüllt wird, zum Gesamtvolumen ausdrückt.

Der nutzbare Porenraum ist sowohl durch Feldversuche (*Maréchal et al., 2006*) als auch im Labor (*Langguth und Voigt, 2004*) nur schwer zuverlässig zu bestimmen. Außerdem variiert er mit der Zeit, da er auch von dem momentan im Grundwasserleiter herrschenden Strömungsvorgängen, entweder Auffüllung oder Entleerung, abhängt. Dementsprechend wird entweder vom auffüllbaren Porenraum oder entwässerbaren Hohlraumvolumen gesprochen. Es handelt sich also um einen Hysteresisprozess, der dazu führt, dass der auffüllbare Porenraum kleiner als das entwässerbare Hohlraumvolumen ist (*Simmers et al., 1990*). Der letztere kann gemäß der Entwässerungsdauer als spontan oder langfristig gekennzeichnet werden (*Langguth und Voigt, 2004*).

Für Aquifere mit freien Grundwasseroberflächen nimmt der nutzbare Porenraum, auch speichernutzbarer Porenraum genannt, die Rolle des Speicherkoeffizientens ein, welcher für gespannte Grundwasserverhältnisse bestimmt wird und außer dem nutzbaren Porenraum selbst, des Kompressibilität des Wassers und der Bodenmatrix mit einbezieht (*Freeze und Cherry, 1979*).

Auf jedem Fall stammt das Wasser, das weit im Untergrund versickert (tiefe Perkolation) und den Porenraum unmittelbar über dem Grundwasserspiegel auffüllt, um so die Grundwasserneubildung aufzubauen, aus der an der Geländeoberfläche stattfindenden Infiltration. Je nach dem Ursprung (Quellen) und dem Vorgang (Mechanismus) des versickernden Wassers werden daher verschiedene Arten Grundwasserneubildung unterschieden (*Simmers, 1997*).

Als Grundwasserneubildungsquellen stellen sich Niederschläge, Seen, Bäche und Flüsse, Bewässerungsüberschüsse (einschließlich der Bewässerungskanäle), Zuflüsse von anderen Grundwasserleitern und Wasserverluste von Siedlungsgebieten dar. Dem Versickerungsvorgang nach sind diesen Quellen drei Arten von Grundwasserneubildung zuzuordnen (*Simmers, 1997*): direkte, indirekte und örtliche (lokalisierte) Grundwasserneubildung. Kresic

(2006) unterscheidet nur zwischen diffuser (oder direkter) und konzentrierter (indirekter plus örtlicher) Grundwasserneubildung.

Die diffuse Grundwasserneubildung entsteht direkt aus dem Niederschlag bzw. dem infiltrierenden Anteil des auf dem Boden gefallenen Wassers (*Brinkmann, 1991; Blau et al., 1983*). Der Infiltrationsvorgang nimmt daher entscheidenden Einfluss. Er hängt neben dem Niederschlag selbst und herrschenden Klimaverhältnissen (*Al-Turbak und Al-Mutair, 1989*), von der Bodenart und dem Bodenfeuchtezustand ab (*Ostrowski et al., 1984*).

Mit Hilfe von Lysimetern kann die tiefe Perkolation direkt gemessen und damit die Grundwasserneubildung gut angenähert werden. Ein Lysimeterversuch liefert aber nur örtlich begrenzte Messdaten, die stark von der Pflanzenbedeckung der Geländeoberfläche und der örtlichen lithologischen Verhältnissen abhängig sind. Lysimeterdaten können darum die regionale Grundwasserneubildung erst nach mehreren Versuchen in verschiedenen im Einzugsgebiet verteilten Lysimeteranlagen darstellen (*Cook et al., 1989*). Die Anwendung dieser Methode ist somit durch den damit verbundenen finanziellen Aufwand begrenzt.

Die indirekten Methoden für die Bestimmung der Infiltration und bzw. der direkten oder diffusen Grundwasserneubildung beruhen auf dem Gesetz nach Darcy und der Massenerhaltung, wobei gemessene oder geschätzte Daten von verschiedenen Einflussfaktoren, wie Niederschlag, Lufttemperatur, Evapotranspiration, Lithologie, Bodenfeuchtigkeit usw. zu erheben sind.

Die Infiltrationsrate kann durch verschiedene empirische Gleichungen ermittelt werden, wobei Versickerungsraten oder –mengen als ein Teil der Niederschlagsrate während eines bestimmten Zeitintervalls, z. B. eines Monats, zu bestimmen sind. Bessere Ergebnisse können mit kürzeren Zeitintervallen von 1 bis 10 Tagen erreicht werden (*Bouwer, 1978*).

Die folgende empirische Grundwasserneubildungsgleichung wurde aus Lysimeterversuchen hergeleitet und basiert aus Messwerten aus dem gesamten Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (*Mull und Holländer, 2002*):

$$\text{Lockergestein: } Q_g = 0,5 \cdot Q_n - 160 \quad (2)$$

$$\text{Festgestein: } Q_g = 0,5 \cdot Q_n - 220 \quad (3)$$

mit:

Q_g : Grundwasserneubildungsrate in mm/a,

Q_n : Niederschlagsrate in mm/a.

Von den empirischen Gleichungen zu unterscheiden sind diejenigen Methoden, die die physikalischen Vorgängen des Wasserflusses im Boden berücksichtigen und beschreiben. Diese Methoden wurden in der Regel nicht speziell für die Bestimmung der Grundwasserneubil-

dung entwickelt, sondern dienen der Bestimmung der Bodenwasserbewegung oder der Berechnung von Infiltrationsraten für unterschiedliche Zwecke, wie z. B. Bewässerungssteuerung, Boden- und Grundwasserschutz usw.

Zu diesen Methoden zählen die Richards Gleichung, ihre modifizierten Versionen, z. B. von Philip und Neumann (*Bouwer, 1978*) und die folgende Gleichung von Horton, welche die Infiltrationskapazitätskurve darstellt und auf die Niederschlagsereignisse anzuwenden ist (*Lecher, 1993*).

$$f = f_c + (f_o - f_c) e^{-\beta t} \quad (4)$$

mit

f = Infiltrationskapazität (mm/h)

f_o = Anfangsinfiltrationskapazität (mm/h)

f_c = Endgültige Infiltrationskapazität (mm/h)

β = empirische Konstante (h^{-1}), die u.a. von der Vegetation und dem Boden abhängt

t = Zeit

Einen besonderen Ansatz zur Modellierung des Infiltrationsvorganges haben auch Green und Amt (*Kresic, 2006*) vorgestellt, wobei das Konzept einer so genannten benetzten oder angefeuchteten Grenze eingeführt wird.

Wie oben bereits erwähnt, gelangt nicht das gesamte Infiltrationswasser an die Grundwasseroberfläche und trägt zur Grundwasserneubildung bei. Ein Teil davon wird schon im oberflächennahen Bodenraum (effektive Wurzelzone) durch Evapotranspiration (Bodenverdunstung und Transpiration von Pflanzen) wieder der Atmosphäre zugeführt. Darum wird die Infiltration auch als potentielle Grundwasserneubildung bezeichnet (*Kresic, 2006*). Im Allgemeinen ist die Infiltrationsrate (potentielle Grundwasserneubildung) proportional zur jährlichen Niederschlagsmenge. Dies trifft insbesondere auf aride oder semiaride Klimaverhältnisse zu und gilt auch für unterschiedliche Böden und Pflanzbedeckung. Die vereinfachte Berechnung der durchschnittlichen Infiltration (I) aus der Differenz zwischen Niederschlag (N) und Evapotranspiration (ET) für einen längeren Zeitraum:

$$I = N - ET \quad (5)$$

kann insbesondere in ariden und semiariden Gebieten zu falschen Ergebnissen führen, wo die Evaporation so groß wie der Niederschlag sein kann (bis 12mm/d nach *Bouwer, 1978*) und die Differenz zwischen beiden sehr kleine Werte ergeben wird (*Simmers, 1997*).

Für ein Jahr oder kürzere Perioden, z. B. monatliche oder sechsmonatliche Zeiträume, ist anstelle der potentielle Evapotranspiration (ETP) die tatsächliche (früher: aktuelle) Evapotranspiration (ETa) in der Bilanzgleichung zu berücksichtigen. Die ETa kann durch empirische Gleichungen bestimmt werden, welche die Bodenverhältnisse, Pflanzenbedeckung und den Flurabstand neben anderen Parametern berücksichtigen (*Langguth und Voigt, 2004*). Die Anwendbarkeit dieser Bilanzverfahren ist allerdings stark begrenzt, da sie ausschließlich für ebene Gebiete von relativ hoch durchlässigem Lockergestein entwickelt wurden. Moderne Bilanzmethoden benötigen umfangreiche Eingabedaten und sind daher ebenfalls in ihrer Anwendbarkeit begrenzt (*Batelaan und De Smedt, 2007; Liggett und Allen, 2010*).

Eines der am Häufigsten für die Bestimmung der Infiltration bzw. Grundwasserneubildung eingesetzten Verfahren (Kresic; 2006) ist die sogenannte SCS-Methode vom *United States Soil Conservation Service*. Das Verfahren wurde ursprünglich für die Berechnung des Oberflächenabflusses entwickelt und kommt auch dafür weiterhin weltweit zur Anwendung. Allerdings kann das Verfahren auch gut für die Bestimmung der Grundwasserneubildung eingesetzt werden und wird daher im Rahmen dieser Arbeit angewendet.

Außer analytischen Lösungen werden auch numerische Bodenwasserhaushaltsmodelle für die Bestimmung der Grundwasserneubildung angewandt (*Ostrowski et al., 1984*). Diese Modelle wurden ursprünglich für bodenkundliche Fragestellungen entwickelt (*Duynisfeld et al., 1983*) und finden heutzutage vielseitige Anwendung. Mit Hilfe dieser Modelle können Wasserströmung und Transport unter ungesättigten Verhältnissen durch die numerische Lösung der Strömungsgleichungen simuliert werden. Wegen der extremen Komplexität der einzubeziehenden Naturprozesse, welche verschiedene Einflussfaktoren enthalten, benötigen Bodenwasserhaushaltsmodelle viele grundlegende Informationen und Annahmen, nicht nur für die Bildung eines zuverlässigen konzeptuellen Modells sondern auch hinsichtlich der Eingangsdaten. Einige dieser Informationen sind unter Umständen nur schwer zu erfassen, wie im Folgenden dargestellt wird.

Die Feststellung der Anfangsbedingungen bei den Bodenwasserhaushaltsmodellen stellt beim Aufbau solcher Modelle eine besondere Schwierigkeit dar, da der Sättigungszustand des Bodens mit der Zeit und im Raum stark variiert. Bodenwasserhaushaltsmodelle beruhen im Allgemeinen auf einer eindimensionalen Betrachtung des Systems, um die Anwendbarkeit dieser Modelle für das komplexe System Boden-Wasser-Pflanze-Atmosphäre noch zu gewährleisten. Im natürlichen System variieren die Bodeneigenschaften in der Regel stark in der Fläche. Eine regionale Anwendung von eindimensionalen Bodenwasserhaushaltsmodellen ist daher mit großem Aufwand verbunden (*He, 1994*) und macht eine Kopplung mit GIS-basierten Systemen erforderlich. Auch können nicht-vertikale Strömungsverhältnisse mit diesen Modellen nicht erfasst werden.

Auch Grundwasserströmungsmodelle können zur Berechnung der Grundwasserneubildung eingesetzt werden (*Rushton, 1988; Liggett und Allen, 2010*). Bei solchen Modellen wird ausschließlich der gesättigte Bereich betrachtet, so dass die komplexen Versickerungsvorgänge in der vadosen Zone unberücksichtigt bleiben. Werte der Grundwasserneubildung, d.h. der Netto-Perkolation, werden direkt auf die Grundwasseroberfläche verteilt und im Allgemeinen als Eingabedaten im Modell angegeben. Wenn die Werte nicht bekannt sind, wie es der Fall ist bei der Bestimmung der Grundwasserneubildung, werden sie als Modellparameter genommen und können durch Kalibrierung festgestellt werden, wenn die anderen Modellparameter bekannt sind (*DVWK, 1982*). Es handelt sich dann um eine indirekte Methode zur Bestimmung der direkten bzw. diffusen Grundwasserneubildung.

Wie die anderen oben erwähnten Methoden hat natürlich diese Letzte auch ihre Begrenzungen. Unsicherheiten sind mit den Messdaten verbunden, sowie mit dem Kalibrierungsvorgang selbst (*He, 1994*). Einige der zu kalibrierenden Parameter, wie der Durchlässigkeitsbeiwert oder der Speicherkoeffizient werden häufig als Konstant angenommen, obwohl sie großen räumlichen und sogar zeitlichen Variationen unterliegen können (*He, 1994*). Die Bestimmung der Grundwasserneubildung unterliegt dadurch Unsicherheiten, die sich von denen unterscheiden, die durch Messungenauigkeit verursacht werden (*Kaleris, 1986*).

Auf die praktische Anwendung der Boden- und Grundwassermodellierung wird im nächsten Abschnitt der vorliegenden Arbeit näher eingegangen.

Anders als die bisher analysierte diffuse oder indirekte Grundwasserneubildung wird die konzentrierte oder direkte Grundwasserneubildung durch die Versickerung aus Oberflächengewässern gebildet. Letztere findet entweder in den Betten und Ufern von Bächen und Flüssen statt (indirekte oder linienförmige genannte Grundwasserneubildung) oder in Mulden und Seen (örtliche Grundwasserneubildung) (*Simmers, 1997*).

Natürlich spielt auch in diesen Fällen die ungesättigte Zone eine entscheidende Rolle im gesamten Grundwasserneubildungsvorgang. Der Prozess wird dabei maßgeblich vom lithologischen Aufbau der Zone, sowie auch ihrer Tiefe bzw. dem Abstand zwischen Grund- und Oberflächenwasserständen beeinflusst. Der Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie die Richtung der Wasserströmung im Boden werden dadurch beeinflusst. Liegt der Grundwasserspiegel höher als der Oberflächenwasserstand, so wird der Oberflächenwasserkörper (Fluss, See usw.) vom Grundwasserleiter gespeist. Im umgekehrten Fall unterliegt der Grundwasserleiter einer Grundwasserneubildung, die aus der Versickerung von Oberflächenwasser stammt.

Im Allgemeinen liegt der Grundwasserspiegel in ariden und semi-ariden Gebieten derart tief im Untergrund, dass die Bäche und Flüsse als Grundwasserneubildungsquelle dienen

(Kinzelbach et al., 1992; Sophocleous, 2002). Normalerweise führen die Flüsse in diesen Regionen nur während der Regenzeit Wasser. Da die Regenereignissen in solchen klimatischen Gebieten stark und kurz sind, ist der Oberflächenabfluss deutlich größer als die Infiltrationsrate. Die direkte Grundwasserneubildung wird weiter dadurch erschwert, dass die geringe Menge versickernden Wassers nach Niederschlagsende von den oberen Bodenschichten zu verdunsten anfängt und die Grundwasserzone unter Umständen nicht erreichen wird.

Der größte Teil der Grundwasserneubildung stammt also nicht direkt vom Niederschlag, sondern aus Abflussverlusten, die entlang des Flusslaufs durch Infiltration in Flussbett und Flussufer stattfinden (Heeren et al., 2010). Je arider das Gebiet, desto wichtiger ist die indirekte Grundwasserneubildung bei der Erneuerung des Grundwasservorrates (Simmers et al., 1990).

Großen Einfluss auf die konzentrierte Grundwasserneubildung hat die Durchlässigkeit der Bodenschichten, welche die Sohlen der Oberflächenwasserkörper (Flussbett, Seebett Flussufer usw.) bilden (Dahan, 2007). Die feinen im Oberflächenwasser schwebenden Sedimente, die sich am Boden des Gewässers ablagern, können Veränderungen in der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens am Rand des Oberflächenwasserkörpers hervorrufen. Deshalb spielt dieser Parameter eine so wichtige Rolle beim Wasseraustausch zwischen Flüssen und Grundwasserleitern.

Es ist bei der indirekte Grundwasserneubildung zwischen zwei Fällen zu unterscheiden, d.h. zwischen der Grundwasserneubildung aus permanenten Oberflächenwasserkörpern und solcher aus intermittierenden Abflüssen.

Im ersten Fall des permanenten Oberflächenwasserkörpers bildet sich eine lateral begrenzte gesättigte Schicht, welche die Basis, zum Beispiel die Flusssohle, mit dem Grundwasserspiegel verbindet (Abb. 2.2-links). Auf diesem gesättigten Weg finden die Versickerungsvorgänge statt und die so resultierende Grundwasserneubildung hängt mehr von der Mächtigkeit dieser Schicht als selbst vom Oberflächenabfluss ab (Rodriguez et al., 2006). Wenn der Grundwasserspiegel tief ansteht (Abb. 2.2-rechts), entwickelt sich ein konstanter vertikaler hydraulischer Gradient (ungefähr 1 zu 1) und die Grundwasserneubildungsrate nähert sich einem konstanten Wert an. Ausschlaggebend dafür sind die Permeabilitäten der Flusssohle und der anstehenden ungesättigten Bodenschichten, wie oben bereits diskutiert wurde.

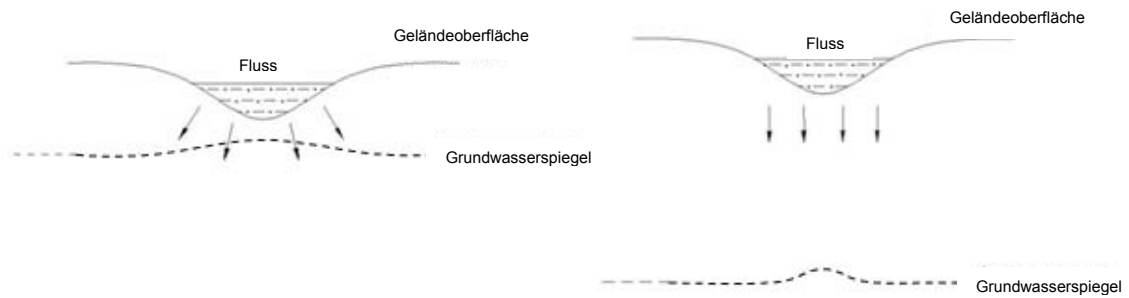


Abb. 2.2 Grundwasserneubildung aus permanentem Oberflächenabfluss

Bei intermittierendem Oberflächenabfluss bildet sich kein permanenter Perkolationsweg aus (Abb. 2.3 und 2.4) und die Grundwasserneubildung hängt von der Intensität und Dauer eines jeden Abflussereignisses ab. Wesentliche Einflussgrößen sind weiterhin die Permeabilität und Breite der Flusssohle, so wie die aktuellen Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse (*Bernal und Sabater, 2008*).

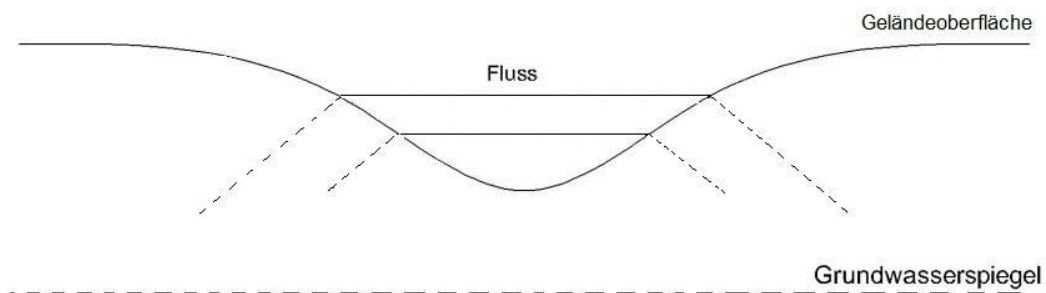


Abb. 2.3 Grundwasserneubildung aus intermittierendem Oberflächenabfluss



Abb. 2.4 Intermittierender Fluss im Nordosten Brasiliens

Für die Schätzung der aus intermittierender Oberflächenwasserströmung resultierenden Grundwasserneubildung wurden auch empirische Gleichungen entwickelt. Ihre Übertragbarkeit ist allerdings stark eingegrenzt. Für ihre Anwendung werden zudem zum Teil Feldmessungen, insbesondere Abflussmessungen an Messpegeln entlang des Flusses benötigt, welche der Ableitung von Wasserbilanzen für Teilstrecken intermittierender Flüsse dienen (Dahan et al., 2007).

Walter (Simmers et al., 1990) entwickelte beispielsweise eine solche empirische Gleichung für kleine Abflussereignisse in einem semiariden Gebiet Saudi Arabiens:

$$V_1 = 0,0006225 * W^{1,216} * V_a^{0,507}$$

mit

(6)

V_1 : Abflussverluste in der ersten Meile des Flußabschnittes

W : Breite der Flussbetts

V_a : Abflussvolumen am Beginn des Flußabschnittes

Ähnliche Untersuchungen im Südwesten Saudi Arabiens wurden von Sorman und Abdulrazzak (1997) durchgeführt, die mittels Regressionsanalyse verschiedene Gleichungen

für die Abflussverluste von Wadis und die damit verbundene Grundwasserneubildung entwickelten. Die besten Abschätzungen für die Abflussverluste ergaben diejenigen Gleichungen, die das Abflussvolumen am Eingang des Flußabschnittes, die effektive Breite der Abflussrinne und die anfänglichen Bodenfeuchteverhältnisse enthalten. Die Gleichungen für die Grundwasserneubildung selbst enthalten die Abflussverluste, die Bodenfeuchteverhältnisse und die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone.

Ein wichtiger Anlass der Untersuchungen von Sorman und Abdulrazzak (1997) war es, die Schwierigkeiten bei der Bestimmung von Abflussverlusten sowie der Grundwasserneubildung in ariden und semiariden Gebieten evident zu machen, welche im wesentlichen auf die große räumliche und zeitliche Variabilität von Niederschlag, Abfluss und Bodeneigenschaften zurückzuführen sind.

Als Methode für die Bestimmung der Grundwasserneubildung wird auch die Analyse der Abflussganglinie, d. h. die Unterteilung in direkten und Basis-Abfluss, erfolgreich genutzt. Die Methode kann aber bei intermittierenden Abflüssen nicht eingesetzt werden, da es sich hier fast ausschließlich um Oberflächenabfluss handelt. Dies trifft auch auf andere Methoden für die Bestimmung der Grundwasserneubildung zu, die im speziellen Fall intermittierender Abflüsse nur schwer anwendbar sind (Demissie und Stout, 1988; Foster, 1988).

Nach He (1994) sollten Modelltechniken integrativ eingesetzt werden. Ein Oberflächenabflussmodell sollte mit einem Bodenwassermodell gekoppelt werden. Die Resultate können wiederum als Eintrittsdaten für ein Grundwasserströmungsmodell genutzt werden. Mit einer solchen Modellkopplung sind beträchtliche Schwierigkeiten verbunden. Insbesondere der unterschiedliche zeitliche Ablauf der einzubeziehenden hydrologischen Prozesse führt dazu, dass entweder zu viele Parameter mit entsprechender Unsicherheit gleichzeitig zu behandeln oder die Modelle beträchtlich zu vereinfachen sind. Auf beiden Wegen kann die Anwendbarkeit der Modellierung bzw. die Qualität der Modellergebnisse ernsthaft beeinträchtigt werden.

Der Wahl der geeigneten Methode für die Bestimmung der Grundwasserneubildung hängt aus den genannten Gründen vom vorliegenden Fall ab (DGG, 1977). Nicht nur die Einordnung des Prozesses als direkte oder indirekte Grundwasserneubildung, auch Klima- und Bodenverhältnisse sowie die zur Verfügung stehenden Feldmessdaten, wie z. B. die Grundwasserspiegelmehöhen, Niederschlag- und Abflusswerte, Bodencharakteristika usw. sind bei der Auswahl in Betracht zu ziehen.

Die Bestimmung jeglicher Art von Grundwasserneubildung kann durch den Einsatz chemischer oder radioaktiver Tracer mit entsprechender Datensammlung im Feld unterstützt werden (Simmers et al., 1990; Wang et al., 2008). Durch entsprechende Monitoring-Programme

des Boden- und Grundwassers können Rückschlüsse auf Quellen und Wege der Grundwasserneubildung und die Fließbedingungen gezogen werden. Die eingesetzten Tracer können entweder von Natur aus im Wasser gelöste Chemikalien sein oder dem Wasser künstlich in kontrollierter Form zugeführt werden.

Da die Grundwasserneubildung in semiariden Gebieten, wie schon oben erwähnt, klein und sehr variabel ist, ist ihre Abschätzung mit einer höheren Unsicherheit und Fehlerwahrscheinlichkeit verbunden. Der Anteil der direkten Grundwasserneubildung ist relativ einfach zu bestimmen. Die verlässliche Bestimmung des Anteils an indirekter Neubildung ist daher von großer Bedeutung. Je arider die klimatischen Verhältnisse, desto grösser wird der Einfluss des intermittierenden Oberflächenabflusses auf die gesamte Grundwasserneubildung.

Bei den flachen und engen alluvialen Grundwasserleitern im Nordosten Brasiliens dominieren die in Menge und Auftreten aleatorischen Abflussereignisse die Grundwasserneubildungsvorgänge. Im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit konnten die direkten und indirekten Grundwasserneubildungsraten mit Hilfe unterschiedlicher hydrologischer Modelle ermittelt werden, wie in 4. Kapitel aufgezeigt wird.

2.3 Grundwassermodellierung

Das Vorkommen bzw. die Bewegung des Wassers im Untergrund unterliegen von Natur aus enormen Variationen in Raum und Zeit. Die unterschiedliche Lagerung der lithologischen Schichten und Grundstrukturen bilden verschiedene Arten und Dimensionen von Gesteins Hohlräumen bzw. Porositäten, welche das Grundwasserspeichervermögen bestimmen und die Grundwasserbewegung entscheidend beeinflussen.

Die Fähigkeit eines Gesteines, Grundwasser in seine Hohlräume zu leiten, die durch den Parameter Durchlässigkeitsbeiwert oder die hydraulische Durchlässigkeit beschrieben werden kann, wird von den Eigenschaften des fließenden Wassers, insbesondere dessen Dichte und Viskosität bzw. Temperatur, beeinflusst. Die eventuellen anthropogenen Eingriffe auf die Grundwasserströmungen, welche als Grundwasserentnahmen durch Brunnen oder andere Wasserförderungsanlagen sowie künstliche Anreicherung entstehen, erschweren Untersuchungen zur Grundwasserströmung.

Wenn es sich um lockere Sedimentgesteine handelt, welche normalerweise die besten Grundwasserleiter bilden, die sogenannten Porengrundwasserleiter, kann die Grundwasserströmung in der gesättigten Zone des Untergrundes durch eine allgemeine Differentialgleichung dargestellt werden, die aus dem Darcy-Gesetz für die Wasserbewegung in porösen Medien und dem Gesetz der Massenerhaltung abgeleitet werden kann (*Bear und Verruijt,*

1987) Sie wird als das grundlegende mathematische Grundwasserströmungsmodell bezeichnet und stellt die dreidimensionale instationäre Strömung des Grundwassers in einem inhomogenen und anisotropen Grundwasserleiter dar. Sie lautet:

$$\frac{\partial}{\partial x} K_x \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} K_y \left(h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} K_z \left(h \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + R \quad (7)$$

mit: K_x, K_y, K_z : Hydraulische Durchlässigkeit in den orthogonalen Richtungen x, y und z

h: Grundwasserpotential oder Standrohrspiegelhöhe

S_s : Spezifischer Speicherkoeffizient

R: Grundwasserzufluss bzw. -entnahme

Die Lösungen dieser Differentialgleichung hängen von bekannten Anfangs- und Randbedingungen und damit von den Eigenschaften des Grundwasserspeichers und hydraulischen Bedingungen ab (*Langguth und Voigt., 2004*). Nur eine begrenzte Gruppe von Grundwasserströmungsproblemen, die besondere Vereinfachungen ihrer Anfangs- und Randbedingungen erlauben, kann durch eine relativ einfache analytische Lösung der allgemeinen Gleichung behandelt werden (*Custódio und Llamas, 1976*). Beispiele dafür bilden die klassischen Lösungen von Thiem und Theis für die Beschreibung und Berechnung der radialen Grundwasserströmung zu einem Brunnen (*Bear und Verruijt, 1987; Kresic, 2006*). Auf Grund der Komplexität der Mehrheit der Grundwasserströmungsprobleme ist die direkte analytische Behandlung jedoch selten möglich.

Physikalische und Analog-Modelle waren früher die am Häufigsten eingesetzten Methoden in der sich rasch entwickelnden Hydrogeologie. Dazu zählen beispielsweise die Sandkisten, die zur Entwicklung von Gleichungen mit stark begrenzter Anwendbarkeit dienten. Auch wurde die Grundwasserbewegung als elektrischer Strom über elektrische Widerstände simuliert, wobei die mathematische Ähnlichkeit des Darcy-Gesetzes für die Grundwasserströmung mit dem Gesetz für die elektrische Strömung Berücksichtigung fand (*Richter und Lillich, 1975*).

Die rasche Entwicklung der Leistungsfähigkeit moderner Computer und ihrer Anwendung auf allen wissenschaftlichen Zweigen erleichterten die Nutzung numerischer Methoden zur Lösung der Haupt- und Nebengleichungen von Grundwasserströmungsproblemen mit fast jeder Art von Anfangs- und Randbedingungen (*Gomes und Castro, 2004*). Auch der Stofftransport im Grundwasser konnte nun durch numerische Simulationsmodelle erforscht werden. Ein großer Schritt zur wissenschaftlich fundierten Untersuchung der anstehenden Probleme der Grundwasserverschmutzung war getan (*FH-DGG, 1999*).

Die sogenannte numerische Modellierung hat als Grundlage die Aufteilung des zu untersuchenden Grundwassersystems in ein Raumgitter bestehend aus einer großen Zahl einzelner Punkte, die je nach der gewählten numerische Methode als Polygonmenge oder regelmäßige Raster zusammengesetzt sind. Die repräsentativen Gleichungen werden dann für jeden Punkt des Rasters im Rahmen des numerischen Prozesses durch iterative Berechnung gelöst, wenn die benötigten Eingabedaten in Form von Anfangs- und Grenzbedingungen sowie Modellparameter, wie u.a. die hydrogeologischen Speicher- und Leitfähigkeitsparameter S und K gegeben sind. Für die Grundwassermodellierung können unterschiedliche numerische Lösungsmethoden eingesetzt werden. Die Finite Differenzen und Finite Elemente Methode sind die am Häufigsten genutzten Verfahren (*Kinzelbach, 1992, Kresic, 2006*).

Die Ergebnisse jeder Modellsimulation stellen anhand der Standrohrspiegelhöhenverteilung und Systemzu- bzw. -abflüsse usw. eine Zustandsbeschreibung des durch das Modell nachgebildeten Grundwassersystems dar (*Klenke, 1986*).

Durch das mathematische Modell wird ein bestimmtes Grundwassersystem mit seinen spezifischen Charakteristika repräsentiert. Das Modell besteht aus einer ihm eigenen Zerlegung des Grundwassersystems in Teilelemente, einer spezifischen Gruppe von Anfangs- und Randbedingungen und spezifischen Werten für die hydrogeologischen Parameter und Variablen (*Anderson und Woessner, 2002*).

Hinter dem numerischen Simulationsmodell steht außerdem eine umsichtiges, auf bestehenden Informationen begründetes hydro-geologische Konzept des betrachteten Grundwassersystems. Das sogenannte Konzept-Modell ist für den Aufbau des numerischen Simulationsmodells unentbehrlich.

Nicht weniger wichtig und ebenfalls unentbehrlich für den Aufbau und die Anwendung numerischer Grundwassermodelle sind die Vorgänge der Modellkalibrierung und -verifizierung.

Wie oben erwähnt, sind die Eingabedaten und Modellparameter für jedes Modell korrekt zu bestimmen, um ebenfalls korrekte und repräsentative Endergebnisse in Form von berechneten Werten, sogenannte Ausgabedaten, ermitteln zu können. Die Werte der Modellparameter liegen häufig nicht vor oder wurden durch begrenzte Messungen, sowie indirekte oder empirischen Methoden ermittelt und müssen daher getestet bzw. kalibriert werden.

Der Kalibrierungsvorgang besteht grundsätzlich aus der Berücksichtigung von gemessenen, d. h. bekannten Zuständen des Grundwassersystems im Modellgebiet, welche zum Einen als Anfangsbedingung des Modells dienen und zum Anderen zum Vergleich der Modellergebnisse herangezogen werden, um die korrekten Werte für die Modellparameter bestimmen zu können. Bei Einführung eines Parameters in das Modell werden die Simulationsergebnisse

mit den Messdaten verglichen. Die korrekte Parametereinstellung liefert eine bestmögliche Annäherung der berechneten an die gemessenen Grundwasserzustände.

Um die durch den Kalibrierungsvorgang gefundenen Parameter zu verifizieren d. h. zu prüfen, benutzt man die beobachteten Grundwasserspiegelhöhen eines Zeitraums, der vom Kalibrierungszeitraum abweicht. Liefert das Modell auf der Grundlage der zuvor kalibrierten Parameter für den neuen Zeitraum ebenfalls eine gute Annäherung an die Messdaten, so ist das Modell verifiziert.

Es gibt verschiedene Methoden für die Durchführung des Vergleichs zwischen Mess- und Simulationsdaten, insbesondere beim Kalibrierungsvorgang, der viele sich wiederholende Computerberechnungen erfordert. Das führt zur Anwendung automatischer Optimierungsverfahren, obwohl in einigen Fällen eine nicht strukturierte „manuelle“ Kalibration möglich und ausreichend ist.

Bei der Grundwassermodellierung besteht also der eigentliche Aufwand nicht in der Anwendung des Computerprogramms, sondern eher in der Datenbeschaffung, –aufbereitung, bzw. –abschätzung (*Klenke, 1986*).

Die Entwicklung und der Test eines neuen Grundwassermodells zur optimalen Anpassung an die Eigenschaften des zu untersuchenden Grundwassersystems sowie spezifischen Fragestellungen ist mit einem großem Aufwand verbunden (*Wolf, 2005*). In der Regel wird daher für technisch-wissenschaftliche Fragestellungen auf einige bereits getestete und häufig eingesetzte Simulationsprogramme zurückgegriffen, mit denen die meisten der Grundwasserströmungsprobleme modelliert bzw. gelöst werden können (*Anderson & Woessner, 2002*).

Das Computerprogramm MODFLOW (*McDonald und Harbaugh, 1988*) wurde in der Vergangenheit häufig erfolgreich für unterschiedlichste Grundwasseruntersuchungen eingesetzt (*Souza et al., 2008, Anderson & Woessner, 2002; Kresic, 2006; Feitosa et al., 2008*). Durch besonders flexible Strukturen, wie z. B. der Möglichkeit, mehrere Gitterschichten verschiedener Eigenschaften aufzubauen, hat MODFLOW die Fähigkeit, verschiedene Typen von Aquifersystemen, sowie freie, gespannte, halbgespannte Verhältnisse auch in ihrer Kombination, zu simulieren.

Die Haupt- und Nebengleichungen können im MODFLOW mit verschiedenen numerischen Lösungsverfahren nach dem Differenzenverfahren gelöst werden. Die Hauptgleichung, welche die Grundwasserbewegung zwischen benachbarten Zellen darstellt und durch die zentrale Berechnungsroutine des Computercodes gelöst wird, werden Nebengleichungen mit entsprechenden Subroutinen hinzugefügt, welche verschiedene Funktionen bzw. Eigenschaften des modellierten Grundwassersystems darstellen. Dazu gehören z. B. der Wasser-

zufluss oder –abfluss durch Brunnen, die Grundwasserneubildungsvorgänge, besondere Randbedingungen usw.

MODFLOW basiert auf modularen Strukturen. Beim Modellaufbau können besondere Komponenten genutzt werden oder auch nicht, je nach den Eigenschaften des zu modellierenden Grundwassersystems. Dazu zählen auch die im Computercode zur Verfügung stehenden numerischen Lösungsverfahren, welche bei der Anwendung gewählt werden können.

Trotz dieser Fähigkeit, verschiedene Grundwassersysteme bzw. –probleme nachzubilden und zu lösen, fordert die Anwendung von MODFLOW bedeutenden Zeitaufwand, insbesondere hinsichtlich der Dateneingabe und Aufbereitung der Ergebnisse für die graphische Ausgabe. Mit Hilfsprogrammen zur Datenaufbereitung lässt sich der damit verbundene Aufwand deutlich reduzieren.

Das Computerprogramm *PMWIN – Processing Modflow for Windows* (Chiang, 2005) ist eine MODFLOW-Variante, die mit Codes zur Transportmodellierung ausgestattet ist. Verschiedene Hilfsprogramme gestatten eine effiziente Datenübertragung zwischen den Software-Komponenten und der Kommunikation mit dem Anwender.

Das Programmsystem PMWIN wurde in der vorliegenden Arbeit erfolgreich eingesetzt. Auf spezifische Eigenschaften der Software wird im Rahmen der Anwendung eingegangen.

2.4 Grundwasserbewirtschaftung

Noch vor nicht allzu langer Zeit wurde die Steigerung der Leistungsfähigkeit der Grundwasserentnahmeanlagen als die wesentliche Herausforderung angesehen. Die Brunnenbautechnik war früher die physikalische Begrenzung dafür, tieferes Grundwasser zugänglich zu machen. Die Problematik wurde von der technischen Entwicklung gelöst und die Aufmerksamkeit des Fachgebiets richtete sich auf das Wasserförderungsvermögen von Brunnengruppen in unterschiedlichen Aquifersystemen. Die Abstände zwischen Förderbrunnen, die Grundwasserspiegelabsenkung und Förderraten der einzelnen Brunnen mussten in ihrer Gesamtheit berücksichtigt und kontrolliert werden.

Hinsichtlich einer effizienten Grundwasserbewirtschaftung war dies ein Schritt in die richtige Richtung. Die geforderten Maßnahmen waren aber noch örtlich begrenzt und betrafen hauptsächlich die Brunnen und ihre nähe Umgebung und nicht den gesamten Grundwasserleiter und ihre komplexen Verbindung mit den Oberflächengewässern. Im Hinblick auf die Grundwassergüte haben die Grundwasserschutzmaßnahmen in Bezug auf den Grundwassernutzung durch Brunnen, wie die Festlegung eines Wasserschutzgebietes, einen lokalen Charakter.

Da die Grundwasserbewirtschaftung das Ziel hat, eine nachhaltige Nutzung zu gewährleisten (*Mull und Holländer, 2002*) sind die relevanten hydrologischen Prozesse sowie die anthropogenen Interventionen für das gesamte Aquifersystem oder zumindest seine wesentlichen Bereiche zusammenhängend zu berücksichtigen (*Leal Junior et al., 2008*). Dieser integrale Aspekt der Grundwasserbewirtschaftung weitet sich noch mehr aus, wenn man richtigerweise das Grundwasser als Teil des Wasserkreislaufes erkennt und seine strenge Verbindung mit dem Oberflächenwasser in Betracht zieht (*Galvão et al., 2001*). Aus den vielen, in diesem Zusammenhang relevanten hydrologischen Prozessen hebt sich die oben betrachtete Grundwasserneubildung auf Grund ihrer besonderen Bedeutung für die nachhaltige Nutzung ab.

Außer den verschiedenen hydrologischen Beziehungen (*Demissie und Stout, 1988*) sind beim Thema Grundwassererschließung natürlich auch die komplexen sozialen und wirtschaftlichen Fragen des Wasserbedarfes und die verschiedenen damit verbundenen Konflikte um die Wassernutzung zu berücksichtigen, die ausschließlich durch die rationale Bewirtschaftung der Ressource miteinander in Einklang gebracht werden können. In Brasilien wurde 1997 ein Bundesgesetz für die Bewirtschaftung der Wasserressourcen, das sogenannte „Wassergesetz“ eingeführt (*Galvão et al., 2002*). Zu den wichtigsten Prinzipien des Gesetzes zählen die Integration der Oberflächen- und Grundwasserbewirtschaftung und die Wahl des Einzugsgebietes als natürliche territoriale Raumeinheit für die integrierte Wasserbewirtschaftung. Man spricht heute also eher über das Wasservermögen eines Einzugsgebietes insgesamt als das eines Flusses, eines Brunnens, einer Quelle oder irgendeines verfügbaren Abflusses. Im Vordergrund steht die Aufgabe der Wasserbewirtschaftung, den gesamten Wasserbedarf in einem Flusseinzugsgebiet nach Menge und Güte durch die verfügbaren Wasserressourcen nachhaltig zu decken.

Das Oberflächenwasserdargebot wird selbstverständlich auf Ebene des oberirdischen Einzugsgebiets ermittelt. Die Anwendung des äquivalenten Konzepts auf den Grundwasserleiter ist allerdings umstritten, da dieser sich über mehrere Flussgebiete ausdehnen kann und die entsprechenden Grundwasserscheiden häufig nicht eindeutig festlegbar und zeitlich variabel sind. Der Zusammenhang des Grundwassers mit den oberirdischen Einzugsgebietsprozessen ist im Fall tieferer gespannter Grundwasserleiter besonders schwer abzuschätzen, da diese Systeme hydraulisch nicht eng miteinander verbunden sind (*Feitosa et al., 2008*). Häufig wird daher neben dem oberirdischen Einzugsgebiet eine zweite größere Raumeinheit für die Grundwasserbewirtschaftung eingeführt, nämlich das regionale gespannte Aquifersystem.

Im Fall freier Grundwasserleiter besteht eine enge hydraulische Verbindung zwischen den Oberflächengewässern und dem Grundwasserleiter. Zudem kann hier das unterirdische Einzugsgebiet in guter Näherung dem oberirdischen gleichgesetzt werden (*Mull und Holländer,*

2002). Dieser Umstand ermöglicht und vereinfacht die integrale Bewirtschaftung der Grund- und Oberflächenwasserressourcen eines Flusseinzugsgebiets.

Im Fall kleiner alluvialer Grundwasserleiter, wie im semiariden Nordost-Brasilien häufig anzutreffen, ist die gesetzliche Vorgabe, die Wasserbewirtschaftung auf Ebene des oberirdischen Einzugsgebiets durchzuführen besonders zutreffend bzw. vorteilhaft, da sich das betrachtete Aquifersystem vollständig in das Flussgebiet integriert. Auf Grund der kleinen Dimensionen und begünstigen Lithologie solcher Systeme, ist auch zu erwarten, dass die Verweilzeit des Wassers im Aquifer gering ist und der Wasseraustausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser relativ schnell abläuft. Das fordert spezielle Vorsichtsmaßnahmen bei der Bewirtschaftung solcher Grundwasserleiter, nicht nur in Hinblick auf eine quantitativ effiziente Erschließung und Neubildung des Grundwassers, sondern auch in Bezug auf das hohe Risiko von Schadstoffeintritten in den Untergrund, welche zu Grundwasserverunreinigungen führen können. Die Anwesenheit signifikanter alluvialer Ablagerungen in einem Einzugsgebiet hat also entscheidenden Einfluss auf seinen Wasserhaushalt.

3 Alluviale Grundwasservorkommen im semiariden Nordosten Brasiliens

Die geopolitische Region Nordost-Brasilien, deren Lage innerhalb Brasiliens der Abbildung 3.1 entnommen werden kann, umfasst 9 Bundesstaaten: Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE), Alagoas (AL), Sergipe (SE) und Bahia (BA). Mit Ausnahme vom Bundesstaat Maranhão sind diese Staaten in ihrem Landesinnern von semiariden Verhältnissen gekennzeichnet.

Die Fläche Nordost-Brasilien beträgt 1.540.827 km². Dies sind etwa 33% der Gesamtfläche Brasiliens. Mehr als die Hälfte dieser Fläche, etwa 850.000 km², weisen semiaride Bedingungen auf. Ein geringfügiger Teil Südost-Brasilien ist diesem Gebiet ebenfalls zuzurechnen. Mit einer gut gestreuten Bevölkerung von ungefähr 1.500.000 Einwohnern gehört es zu den bevölkerungsreichsten semiariden Gebieten der Welt.

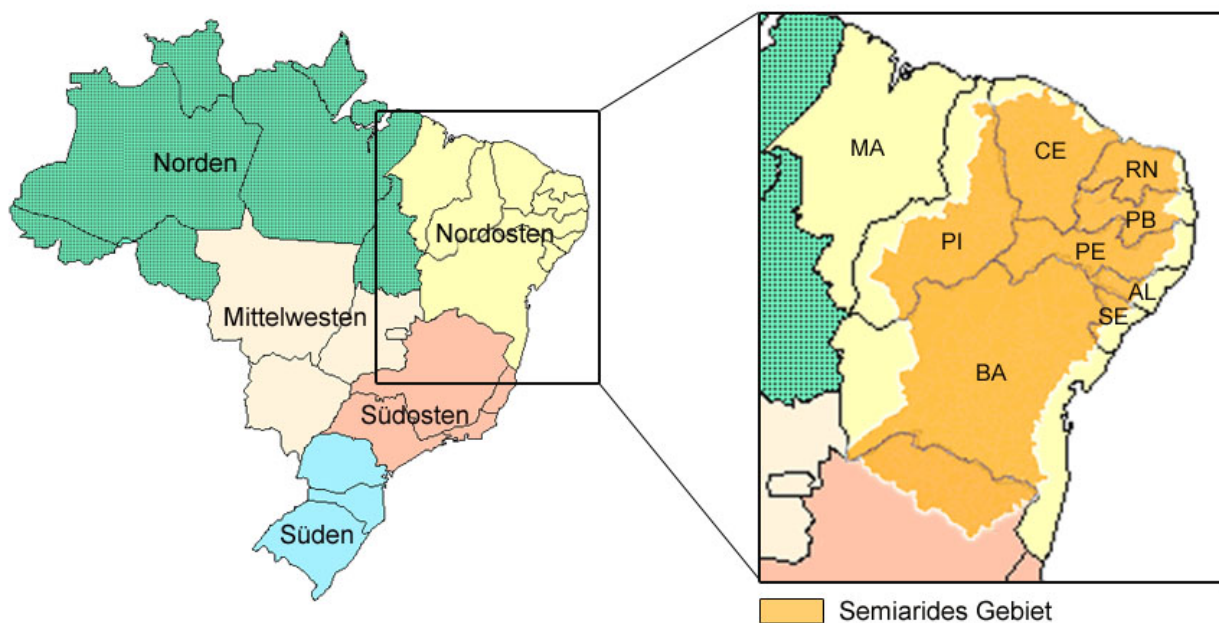


Abb. 3.1 Nordostregion in Brasilien mit ihrem semiariden Gebiet

3.1 Klimatische Verhältnisse

In der geographischen Region Nordost-Brasilien gibt es keine großen räumlichen und zeitlichen Temperaturunterschiede. In mehr als 95% ihrer Fläche liegt die mittlere monatliche Temperatur über 18 °C. Dies wird allgemein als „warmes Klima“ bezeichnet (*Nimer, 1979; Eagleson, 1978*).

Das Verhalten der Niederschläge hingegen ist sehr ungleichförmig. Die mittleren jährlichen Werte können weniger als 300 mm im Inland aber auch mehr als 2000 mm an der Küste betragen. Auch die Dauer von Regen- bzw. Trockenperioden ist regional sehr unterschiedlich.

Für die Bewirtschaftung der Grund- und Oberflächenwasserressourcen in Nordosten Brasiliens ist es von besonderer Bedeutung, dass mehr als 50% der gesamten Fläche semiaridem Klima unterliegt und durch periodisch auftretende Dürrejahre gekennzeichnet sind. Der Wassermangel ist aber nicht nur auf Dürrejahre begrenzt, sondern ist in den semiariden Teilgebieten der Region ein chronisches Problem. In normalen Jahren dauert die Regenzeit nur 3 bis 4 Monate. In der Regel liegt diese regnerische Periode zwischen Januar und Juni, je nach Ortslage im Gebiet und meteorologischen Faktoren. Während der übrigen Monate des Jahres herrscht Trockenzeit und es fällt kaum Niederschlag.

Abbildung 3.2 zeigt die geographische Region Nordost-Brasilien mit der räumlichen Verteilung der mittleren jährlichen Niederschläge. Die durch die 800 mm Isohyete begrenzte Zone entspricht in etwa dem semiariden Gebiet.

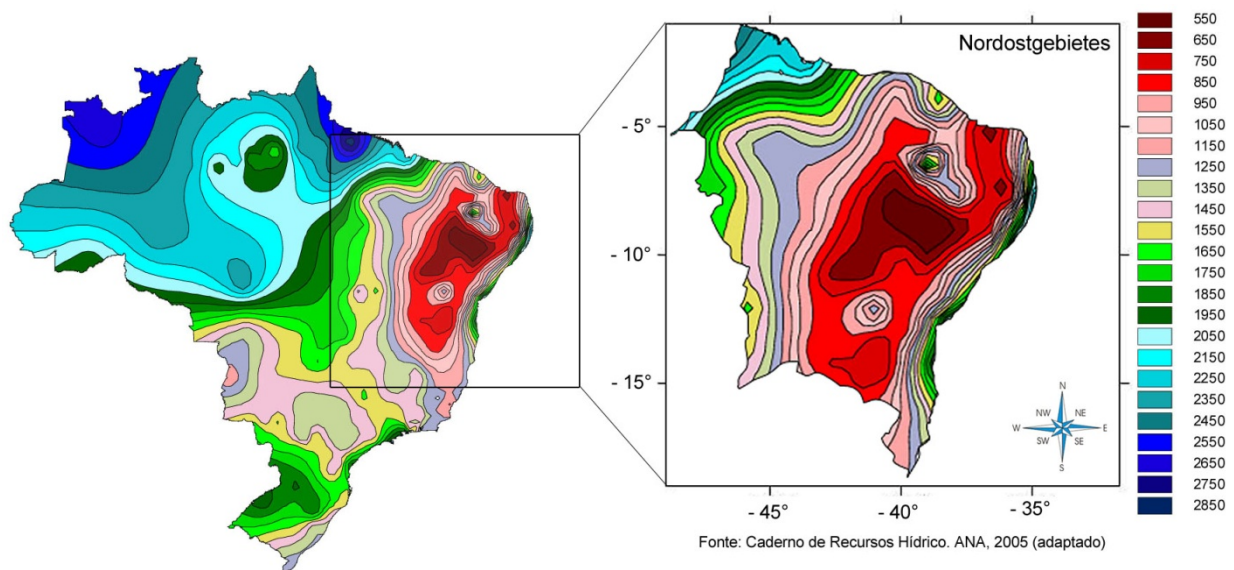


Abb. 3.2 Isohyeten des semiariden Nordostgebietes in Brasilien 1961 -1990 (ANA , 2007)

Innerhalb dieses Gebietes variiert der mittlere jährliche Niederschlag von etwa 300 mm bis 800 mm. Trotz dieser relativ hohen mittleren Niederschlagswerte führt die kurze und unregelmäßige Regenzeit zu permanenten land- und wasserwirtschaftlichen Problemen. Dies liegt zum einen daran, dass die Regenereignisse im Allgemeinen große Intensität haben und zeitlich schlecht verteilt sind. Es kann bisweilen der Fall sein, dass mehr als die Hälfte der Niederschläge eines Jahres innerhalb eines einzigen Monats fällt, was im Extremfall sogar

zu Überschwemmungen führen kann. Hingegen kann es auch zu großen Zeitabständen zwischen den Niederschlagsereignisse kommen mit sehr nachteiligen Auswirkungen für die landwirtschaftliche Produktion.

Der Niederschlag im semiariden Nordosten Brasiliens ist also mehr von seiner Unregelmäßigkeit als von der Jahressumme geprägt.

Über den normalen aber ständig präsenten jährlichen Wassermangel hinaus treten periodisch Dürrejahre auf. Dies ist der Fall, wenn neben der üblichen großen zeitlichen und räumlichen Heterogenität des Niederschlags eine sehr geringe Niederschlagsmenge zu verzeichnen ist. In solchen Jahren geht die gesamte landwirtschaftliche Produktion verloren. Auch die übrigen Wassernutzer, insbesondere die Bevölkerung, sind von der extremen Wasserknappheit betroffen und können nicht ausreichend mit Wasser versorgt werden.

Die hohe potentielle Evapotranspiration, die bis zu 10 mm pro Tag (3000 mm/a) betragen kann, hat ebenfalls einen entscheidenden Einfluss auf den Wasserhaushalt sowie insbesondere auf die Landwirtschaft. Die Anbaupflanzen vertrocknen sehr schnell, sobald der Niederschlag für einige Tage ausbleibt und die Felder müssen häufig ein zweites und sogar ein drittes Mal (u.U. vergeblich) bepflanzt werden. Das führt natürlich zu starken wirtschaftlichen Belastungen für die regionalen landwirtschaftlichen Betriebe.

Die starke Verdunstung wirkt sich ebenfalls nachteilig auf die für die Wasserversorgung während der Trockenzeit notwendige Speicherung von Oberflächenwasser aus. Lediglich große Oberflächenwasserspeicher können während eines Dürrejahres eine normale Wasserversorgung gewährleisten. Der Wasserversorgungsgrad von Speichern mittlerer Größe ist während eines Dürrejahres durch die beträchtlichen Verdunstungsverluste und geringen Zuflüsse stark reduziert, während kleinere Wasserspeicher bereits während eines hydrologisch durchschnittlichen Jahres trockenfallen.

3.2 Geologische Verhältnisse

Der Untergrund im semiariden Nordost-Brasilien besteht, von einigen räumlich begrenzten Lockergesteinssedimenten abgesehen, im wesentlichen aus undurchlässigen Festgesteinen. In dem vom Präkambrium aus magmatischen und metamorphischen Gesteinen gestalteten Felsbasis, dem so genannten „Kristallin“, treten zwar lokal Kluftwasserleiter auf, deren Wasservorräte aber, sowohl was Menge als auch Qualität angeht, sehr wenig Nutzungsmöglichkeiten bieten (*Albuquerque, 1984*).

Auf dem ursprünglichen Festgestein entwickelt sich stets eine ziemlich flache Bodenschicht, welche im Hinblick auf Wasserspeicherung und –durchlässigkeit sehr schlechte Eigenschaften besitzt (Lloyd, 1986).

In Flussläufen und an Flussrändern dieses kristallinen Gebietes haben sich jedoch durch Erosions- und Sedimentationsvorgänge alluviale Ablagerungen gebildet. Die auf diese Weise entstehenden Lockergesteinsschichten stellen, trotz ihrer kleinen Abmessungen, wertvolle nutzbare Porengrundwasserleiter dar, welche in enger Verbindung mit dem Oberflächengewässer stehen.

Die alluvialen Grundwasserleiter sind örtlich begrenzt und variieren hinsichtlich ihrer Breite zwischen 50 bis 500 m und in Bezug auf ihre Tiefe zwischen etwa 0,5 bis 25,0 m. Ihre Länge kann bei kleinen Systemen 2 bis 4 km und bei größeren verzweigten alluvialen Netzwerken mehrere Kilometer betragen.

Die alluvialen Ablagerungen bestehen im Wesentlichen aus Sanden aller Größe bis Feinkies, durchzogen mit dünnen linsenförmigen Schichten aus Lehm (Schluff) und Tonen. Solche lithologischen Strukturen begünstigen die Bildung von freien Grundwasserverhältnissen, die in alluvialen Aquifersystemen vornehmlich anzutreffen sind. In seltenen Fällen kann es auch zu örtlich begrenzten, gespanntem Grundwasser kommen, das sich unter einer Tonschicht entwickelt.

Solche alluvialen Grundwasserleiter kommen in der semiariden Region zwar nicht überall vor, werden aber, wo immer sie auftreten, von der ländlichen Bevölkerung nach Möglichkeit genutzt (Rêgo und Albuquerque, 1997; Menescal und Castro, 2004; Montenegro et al., 2005). Abbildung 3.3 zeigt ein typisch alluviales Gebiet mit Grundwassernutzung über einen Schachtbrunnen im semiariden Nordost-Brasilien.

3.3 Grundwassergewinnung in alluvialen Grundwasserleitern

Schon lange wird im semiariden Teil Nordost-Brasilien das in den alluvialen Bodenschichten von Natur aus gespeicherte Wasser genutzt, manchmal als einzige Quelle zum Überleben der Landbevölkerung und ihrer Viehbestände während der Trockenperioden. Dazu dienten früher einfache natürliche oder ausgeschachtete Gruben (Silva, 1987), die im Laufe der Zeit zu mit Ziegelsteinen verkleideten Schachtbrunnen ausgebaut wurden.

Im Einzugsgebiet des Rio Piranhas-Açu, wo die Mächtigkeit der flachen alluvialen Ablagerungen besonders groß sein kann (ca. 10 bis 15 m), hat sich eine besondere Brunnenbau-

methode entwickelt und derart verbreitet, dass Beispiele ihrer Anwendung überall im semiariden Nordosten zu finden sind (*Albuquerque und Régo, 1987*).

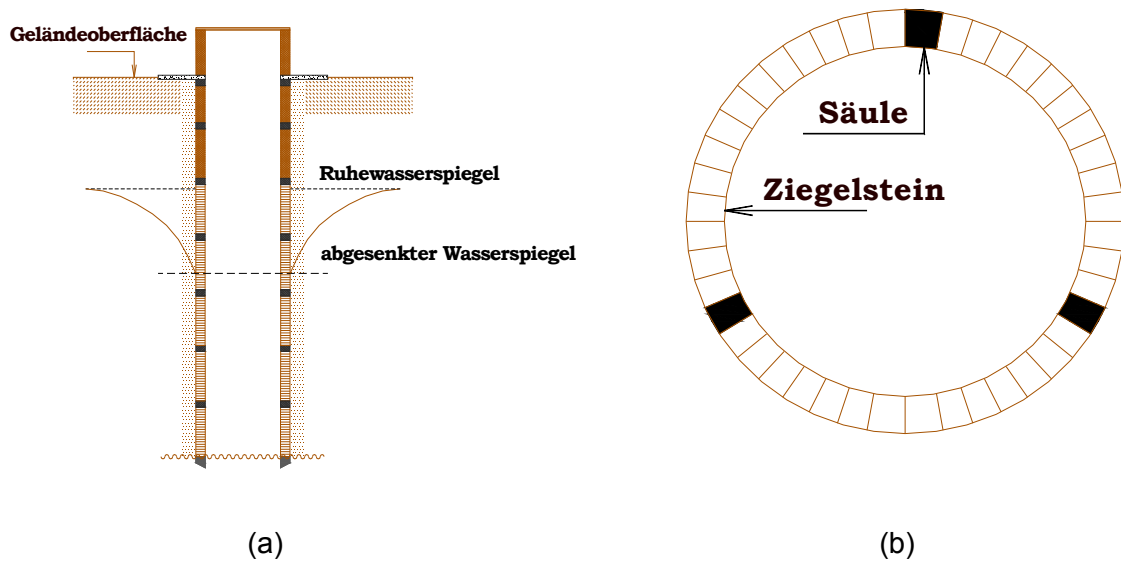


Abb. 3.3 Typische alluviale Landschaft (mit Schachtbrunnen) im semiariden Nordost-Brasilien während der Trockenzeit (Foto vom Autor)

Die Bauweise solcher Schachtbrunnen ist den wirtschaftlichen Verhältnissen des Gebietes und der Verfügbarkeit von Rohstoffen angepasst. Die Ziegelsteine werden aus den in der Region im Uferbereich der Flüsse in alluvialen Terrassen anzutreffenden Tonen hergestellt und haben Trapezformen, damit sie nebeneinander ohne Mörtel zur Ausbildung einer zylindrischen Wand verlegt werden können. Diese Ziegelsteinverkleidung wird parallel zum Bodenaushub auf einem Betonring gebaut und im Anschluss daran vorsichtig in die Bodenöffnung herabgelassen. In gewissen Abständen werden Ziegelsteinringe mit Mörtel verbunden, um die Standsicherheit zu verbessern.

Für diese Bauweise und angestrebte manuelle Wasserförderung muss der Brunnendurchmesser ausreichend groß sein und liegt i.d.R. zwischen 2 bis 4 m, manchmal sogar bei bis zu 5 m. Wenn die Brunnen durch elektrische Pumpen betrieben werden, zeigen sie sich im Allgemeinen sehr effizient, da die relativ durchlässige Ziegelsteinwand die Rolle eines Brunnenfilters übernimmt.

Abbildung 3.4 zeigt ein neu entwickeltes, verbessertes Modell eines solchen Schachtbrunnens (*Lacerda et al., 2004*).



(c)



(d)



(e)



(f)

Abb. 3.4 Verbessertes Modell eines Schachtbrunnens (*Lacerda et al., 2004*)

Inzwischen haben auch Regierungsbehörden damit angefangen, teurere Vertikalfilterbrunnen und neue mit Horizontalfiltern versehene Schachtbrunnen zu installieren (*Souza, 1986*).

Die große wirtschaftliche Bedeutung der alluvialen Grundwasservorkommen liegt allerdings nicht nur in der Trinkwasserversorgung der Landbevölkerung, sondern auch in ihrer Nutzung für die Bewässerung (*Montenegro et al., 2003*).

In Nordost Brasilien wird zwischen „großer“ und „kleiner“ Bewässerung unterschieden: Die sogenannten „großen“ Bewässerungsprojekte werden normalerweise mit Oberflächenwasser aus großen zentralen Oberflächenwasserspeichern versorgt. Sie erfordern aufwendige Baumaßnahmen, sind aufwendig im Betrieb bzw. der Verwaltung und können deswegen fast ausschließlich von der Regierung durchgeführt werden.

Im Gegensatz dazu wird die „kleine“ Bewässerung im Allgemeinen privat betrieben. Sie benötigt keine großen Investitionen und nutzt naheliegende und zugängliche Wasservorräte. Diese Verhältnisse findet man auf den alluvialen Flächen, wo der fruchtbare Boden mit dem dort vorhandenem Grundwasser bewässert werden kann.

So kann der traditionelle Anbau von Bohnen, Reis und Mais, als für Nordost-Brasilien wichtige Grundnahrungsmittel, durch Nutzung des im alluvialen Aquifer gespeicherten Grundwassers auch dann gewährleistet werden, wenn während der Regenzeit die Niederschläge ausbleiben oder diese zeitlich ungünstig verteilt sind. Weiterhin können auch während der Trockenzeit mit Hilfe des gespeicherten Grundwassers landwirtschaftliche Erträge erwirtschaftet werden (Abb. 3.5).

Bei geeigneter Bewirtschaftung der Bewässerungsflächen können, ausreichende Wasservorkommen vorausgesetzt, selbst mit Grundwasser höherer Salzkonzentration zufriedenstellende Erträge erzielt werden (*Rusteberg, 1998*).

Eine weitere Nutzungsalternative der alluvialen Aquifersysteme ist die Trinkwassergewinnung. Eine Anzahl kleinerer Städte der Region nutzt die lokalen Grundwasservorkommen bereits für ihre Wasserversorgung (*Albuquerque, 1984*). Um eine nachhaltige Versorgung zu gewährleisten, bedarf es aber in solchen Fällen geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen, da der Wasserbedarf gerade während der Trockenzeit am größten ist.



Abb. 3.5 Bewässerte alluviale Fläche im semiariden Nordosten Brasiliens

Die effektive Nutzung der alluvialen Grundwasservorkommen hängt also nicht nur von der Einrichtung von Grundwasserentnahmeanlagen, sondern auch von einer effizienten Wasserbewirtschaftung ab. Dazu ist zu untersuchen, wieviel Wasser im alluvialen Aquifer zur Verfügung steht und wie es nachhaltig genutzt werden kann.

Im Hinblick auf eine Optimierung der Bewirtschaftungsmaßnahmen sind zwei Ziele zu nennen. Das eine Ziel ist die Ermittlung und Erhöhung der Grundwasserneubildung. Das zweite Ziel bezieht sich auf die Ermittlung und Verzögerung des unterirdischen Grundwasserabflusses.

Beide Ziele sind vornehmlich durch den Bau von Dämmen zu erreichen. Durch oberirdische Flußdämme im Zulauf der Systeme kann der Abfluss zurückgehalten und kontrolliert in den alluvialen Grundwasserleiter eingespeist werden. Durch unterirdische Dämme im alluvialen Grundwasserleiter kann der unterirdische Abfluss des Grundwassers verzögert, gespeichert und nach Bedarf genutzt werden.

3.4 Oberflächen- und Grundwasserspeicher

Die sogenannte direkte Grundwasserneubildung, durch Infiltration des Niederschlagswassers, spielt bei der Grundwasserneubildung in alluvialen Grundwasserleitern im semiariden Nordost-Brasilien auf Grund der geringen Aquiferoberfläche eine untergeordnete Rolle (*Morel-Seytoux, 1975; Abdulrazzak et al., 1983*). Außerdem ist die Niederschlagsintensität normalerweise höher als die Infiltrationskapazität, welches zu großer Abflussbildung führt.

In solchen Aquiferen erfolgt also die Grundwasserneubildung im Wesentlichen durch Infiltration von Oberflächenwasser über die alluvialen Ablagerungen in Betten und Ufern der mäandrierförmigen Gerinne (s. Abschnitt 2.2). Nach den kurzen und heftigen Regenfällen, welche die Regenzeit dieser Region prägen, kommt es auch zu ausgedehntem Oberflächenabfluss, wodurch die Menge an infiltriertem Wasser zunimmt.

Die effektive Versickerungsrate hängt also nicht nur von den Bodeneigenschaften und dem momentanen Bodenwassergehalt ab, welche die Infiltrationskapazität bestimmen, sondern auch von der Hochwasserintensität, Dauer und Ausmaß der Überflutung der über dem Aquifersystem liegenden Flächen.

In semiariden Gebieten werden die alluvialen Flächen nur während der Regenzeit überschwemmt. Die Höhe der Grundwasserneubildung wird dadurch begrenzt, dass die Zeitdauer der Oberflächenabflüsse auf Grund der kurzen Niederschlagsereignisse relativ klein ist. Hinzu kommt noch ein großer Flurabstand, da der Aquifer am Ende der Trockenperiode leer oder fast leer ist. Die aus diesen Vorgängen resultierende jährliche Grundwasserneubildung ist im Allgemeinen gering und kann häufig die gesamte Speicherkapazität des alluvialen Grundwasserleiters nicht ausnutzen (*Morin et al., 2009*).

Das oberflächlich relativ schnell abfließende Wasser kann jedoch durch oberirdische Speicher aufgefangen und dann in kontrollierter Form dem alluvialen Grundwasserleiter zugeführt werden. Für diesen Zweck können die vielen im semiariden Nordosten Brasiliens bestehenden und immer noch neu gebauten Oberflächenwasserspeicher, die so genannten Açudes, vorteilhaft genutzt werden. Zusätzliche aufwendige Anlagen werden nicht benötigt. Es genügen einfache Grundablässe und Erdkanäle, um eine effektive und kontrollierte Grundwasseranreicherung des alluvialen Aquifers zu erzielen (*Al-Muttair et al., 1994*).

Ursprünglich wurden die Açudes als Wasservorrat für die Trockenzeit geplant und dienten fast ausschließlich der Deckung des Wasserbedarfs der ländlichen Bevölkerung für Trinkwasserzwecke und Viehzucht. Nur in wenigen Fällen wurde dieser Wasservorrat landwirtschaftlich bzw. für die Bewässerung genutzt und betraf ausschließlich kleine unmittelbar hinter den Dämmen gelegene Flächen (*Simões Filho, 2005*).

Neben den Kosten für den Bau und Betrieb insbesondere größerer Açudes ist der notwendige Wasserrückhalt für die in Abständen auftretenden Dürrejahre ein wesentlicher Grund dafür, dass diese Speicher in der Regel kaum für landwirtschaftliche Zwecke genutzt werden.

Dies führt unvermeidlich zu großen Wasserverlusten durch die hohe Verdunstung an der freien Wasseroberfläche des Speichers. Die Abführung des oberirdisch gespeicherten Wassers zur kontrollierten Anreicherung der alluvialen Grundwasserleiter bietet sich daher als wirtschaftliche Variante für die Wasserbewirtschaftung solcher Systeme an.

Das zweite, bereits oben erwähnte Bewirtschaftungsziel zur optimalen Nutzung der alluvialen Wasservorräte besteht in der Verminderung des Grundwasserabflusses. Die alluvialen Ablagerungen haben hohe Durchlässigkeiten und die topographischen Verhältnisse begünstigen den Aufbau größerer Gradienten der Grundwasserströmung, welche zu hohen Fließgeschwindigkeiten führen. Als Folge des schnellen Grundwasserabflusses sinkt der Grundwasserspiegel ebenfalls relativ schnell. Die vollständige Entleerung des Grundwasserleiters ist absehbar, wenn die nächste Regenperiode ausfällt oder verspätet eintritt.

Eine Lösung zur Reduzierung der großen jährlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels ist die unterirdische Speicherung des Grundwassers. Im Fall alluvialer Grundwasserleiter sind dafür unterirdische Dämme geeignet. Die technischen Möglichkeiten für den Bau eines unterirdischen Damms, werden im Wesentlichen von den topographischen und geologischen Verhältnissen bestimmt. Entsprechend der örtlichen Gegebenheiten können unterschiedliche Baumaterialien und Baumethoden dafür eingesetzt werden.

Es gibt zwei Arten von Grundwasserdämmen (*Hanson und Nilsson, 1986*): die unterirdischen Sperren und die Sandspeicherdämme. Beide Dammtypen kommen in alluvialen Tälern zum Einsatz. Ein Sandspeicherdamm dient nicht a priori dem Versperren des Abflusses eines natürlichen Grundwasserleiters. Er wird auf der Geländeoberfläche errichtet. Durch die Ansammlung von Sedimenten, die vom Oberflächenabfluss transportiert werden, wird allmählich ein künstlicher Grundwasserspeicher flussaufwärts aufgebaut.

Beide Typen von Grundwasserdämmen wurden weltweit gebaut oder sind geplant, insbesondere in ariden und semiariden Gebieten (*Hanson und Nilsson, 1986*).

Im Nordosten Brasiliens sind sowohl unterirdische Sperren als auch Sandspeicherdämme anzutreffen (*Cirilo und Costa, 1999; Costa et al., 2001*). Wegen der eingeschränkten Größe des Grundwasserleiters, insbesondere der geringen Mächtigkeit, entstehen beim Bau und Betrieb der unterirdischen Dämme keine unüberwindlichen Schwierigkeiten und keine übermäßigen Kosten. In der Mehrheit der Fälle fehlen jedoch die notwendigen Erkundungen und Untersuchungen für die Planung des Bauwerks.

Nach empirischen Methoden werden kleine und tiefe Staumauern aus Naturstein oder Ziegelstein gebaut, die zuerst als Oberflächenwasserspeicher dienen. In Fällen, in denen der Schwebstofftransport in den Flüssen groß ist, werden in wenigen Jahren die Stauräume dieser Dämme völlig von Sedimenten gefüllt. An Orten, an denen mehrere Dämme hintereinander gebaut wurden, sind die Ablagerungen so weit fortgeschritten, dass es ohne Zeitzeugen, Lagepläne oder unterirdische Erkundung nicht mehr möglich ist, die Lage eines Sandspeicherdammes zu erkennen (*Schuster et al., 1998*).

Die unterirdischen Sperren, die in den alluvialen Erosionsrinnen gebaut werden, bestehen normalerweise aus einer Wand von verdichtetem Ton, die in einem quer zur Grundwasserströmung verlaufenden Graben eingebracht wird. Das kristalline Festgestein bildet die undurchlässige Basis, auf welcher der Damm aufgebaut wird. Die Dammhöhe hängt von den geologischen Verhältnissen ab, d. h. von der Mächtigkeit der Lockergesteinsschicht. Die Dammkrone soll unter der Geländeoberfläche liegen.

Der Bau eines unterirdischen Dammes erfordert sowohl genaue Erkundungen der unter- und oberirdischen Gegebenheiten, die seine Bemessungen bestimmen, als auch die fachliche Begleitung des Baues. Noch wichtiger aber sind die hydrologischen und hydro-geologischen Untersuchungen, denn hauptsächlich davon hängt die Bewirtschaftung des unterirdischen Grundwasserspeichers ab.

4 Das Untersuchungsgebiet und die konzeptionelle und mathematische Modellierung

Die in den vorherigen Kapiteln vorgestellten Eigenschaften und Besonderheiten alluvialer Aquifere im semiariden Nordost-Brasilien weisen deutlich darauf hin, dass die hydrologischen Prozesse maßgeblich von den Beziehungen solcher Grundwasserleiter mit den Oberflächengewässern bestimmt werden. Das führt dazu, dass diese alluvialen Grundwasserleiter auf keinen Fall isoliert betrachtet werden sollten, sondern als ein wichtiger Teil der auf Einzugsgebietsebene unter- und oberirdisch stattfindenden hydrologischen Prozesse.

In kleinen stromaufwärts liegenden Einzugsgebieten, wo sich die Beziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser weniger komplex darstellen, als die in größeren, anthropogen beeinflussten Flussgebieten, könnte eine integrierte Bewirtschaftung dieser Systeme leichter implementiert werden. Darüber hinaus benötigt die im ländlichen Bereich anzutreffende Bevölkerung Nordost-Brasiliens das vorhandene alluviale Grundwasser in Verbindung mit den Oberflächenwassern nicht nur als Trinkwasser für ihr Überleben, sondern auch für den gewinnbringenden Einsatz in der Bewässerungslandwirtschaft. Sozio-ökonomische Faktoren spielen bei der integrierten Bewirtschaftung solcher Systeme somit eine wichtige Rolle.

Im vorliegenden Kapitel werden Voraussetzungen, Annahmen, Meßergebnisse, Berechnungen und Analysen einer wissenschaftlichen Untersuchung beschrieben, welche in einem kleinen, über einem alluvialen Aquifer liegenden Gebiet durchgeführt wurden, um Strategien für die integrierte Bewirtschaftung der Grund- und Oberflächenwasserressourcen zu entwickeln. Alternative Bewirtschaftungsstrategien wurden mit Hilfe von mathematischen Simulationsrechnungen auf ihre Auswirkungen und Effizienz hin näher untersucht.

4.1 Das Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha

Der Rio Piranhas-Açu ist einer der wichtigsten Flüsse im Nordosten Brasiliens. Sein Flussgebiet, das in der Abbildung. 4.1 schematisch gezeigt wird, umfasst mit insgesamt 43.681,5 km² eine sehr große Fläche. Sein Wasser wird von 1,3 Millionen Menschen in 147 Bezirken der Bundesstaaten Paraíba und Rio Grande do Norte genutzt (*PERH-PB, 2006*). Darüber hinaus liegt das Flussgebiet des Piranhas-Açu fast vollständig im semiariden Teil der geographischen Region Nordost Brasilien. Hier besteht der Untergrund überwiegend aus undurchlässigem kristallinen Gestein, so dass die Oberflächenabflüsse in der Trockenzeit versiegen, da es keinen großen Grundwasserleiter im Flussgebiet gibt. Erst in der Nähe seiner Einmündung im Atlantischen Ozean durchfließt der Rio Piranhas-Açu die Oberfläche einer mächtigen Formation an Sedimentgestein, welche ausgedehnte regionale Aquifere bildet.

Große Oberflächenwasserspeicher, solche mittlerer Größe aber auch kleine Speicher, sogenannte Açudes, die in den Haupt- und Nebenflüssen des Einzugsgebietes des Rio Piranhas-Açu implementiert wurden, stehen für die Wasserversorgung der Stadtbevölkerung zur Verfügung, ohne allerdings die Wasserknappheit auf dem Land und in Dorfgemeinschaften vermeiden zu können. Insbesondere die Bäche und Flüsse in den stromaufwärts liegenden Quellgebieten führen ausschließlich nach einem Niederschlagsereignis Wasser.

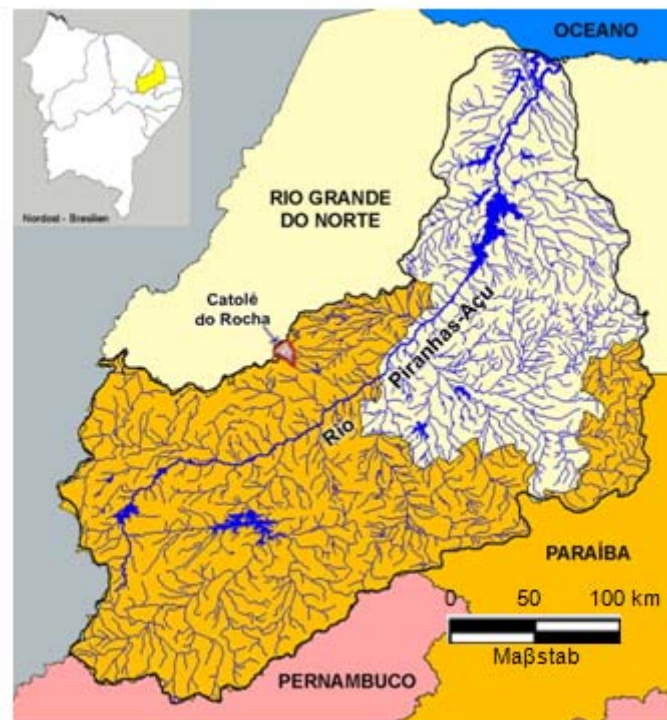


Abb. 4.1 Lage des Flussgebietes Piranhas-Açu und des Untersuchungsgebietes Catolé do Rocha in Nordost-Brasilien

Jedoch treten auch dort, wie vielerorts im semiariden Landesinnern Nordost-Brasiliens, entlang der Wasserläufe des Flussgebietes Piranhas-Açu alluviale Ablagerungen auf. Das dort gespeicherte Grundwasser wird i.d.R. von den Bauern für die Trinkwasserversorgung, Viehzucht und in geringem Umfang auch für die Bewässerung genutzt. In der Nähe der Stadt Catolé do Rocha, die selbst eine geraume Zeit mit alluvialem Grundwasser versorgt wurde, hat die Nutzung solcher Wasservorkommen für die Bewässerung eine erhebliche wirtschaftliche Bedeutung erreicht (*Rusteberg, 1998*).

Das hier betrachtete Untersuchungsgebiet liegt etwa 8 km östlich von der Stadt Catolé do Rocha. Es besteht aus einem kleinen Einzugsgebiet mit 13,1 km² Fläche, wo ein verzweigter Bach über alluvialen Ablagerungen fließt. Dort wurden von 1986 bis 1989 im Rahmen von

Wasserhaushaltsuntersuchungen verschiedene hydrologische Messungen durchgeführt (Rêgo und Albuquerque, 1997). Abbildung 4.1 zeigt sowohl die Lage des Flussgebietes Rio Piranhas-Açu als auch die des Untersuchungsgebietes Catolé do Rocha in Nordost-Brasilien.

Die Wasserscheide des Einzugsgebietes und die oberirdischen Grenzen der verzweigten alluvialen Bereiche wurden durch Auswertung vorhandener topographischer und geologischer Karten sowie durch zusätzliche Geländebegehungen festgestellt. Abbildung 4.2 stellt die kristallinen und alluvialen Flächen im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha dar.

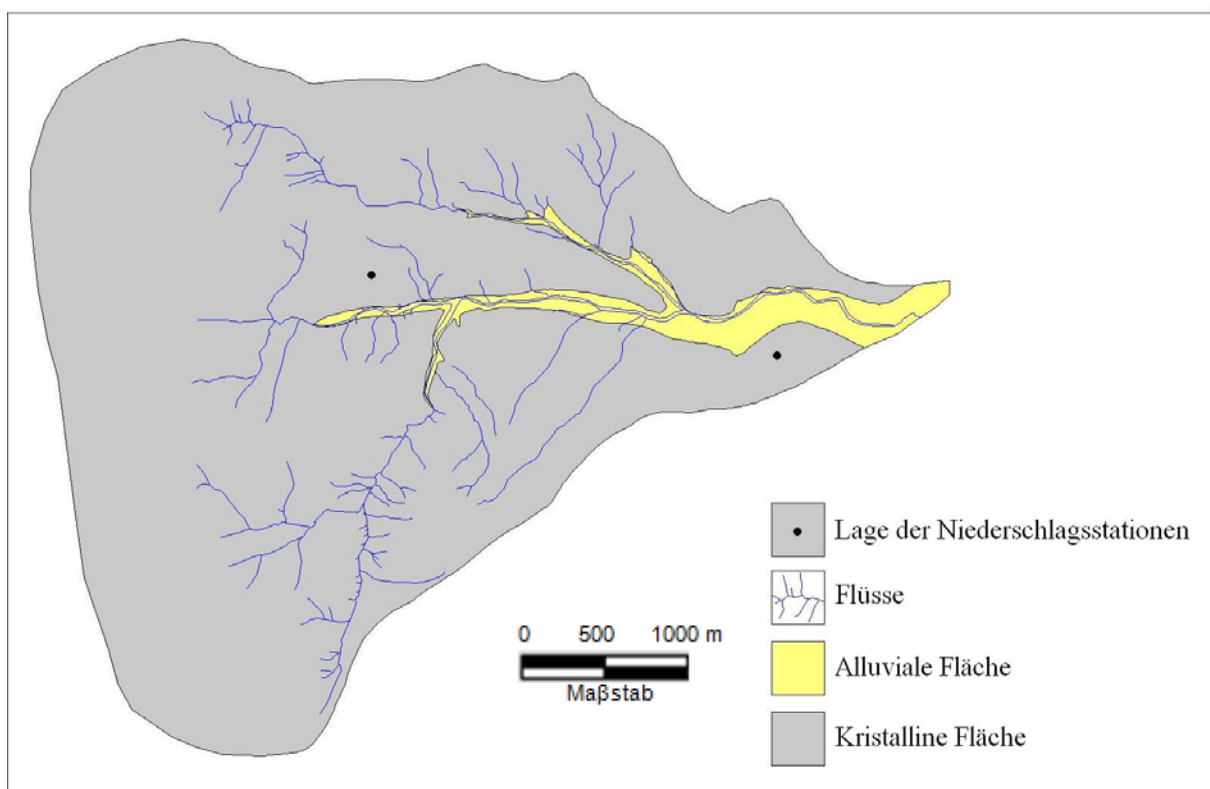


Abb. 4.2 Kristalline und alluviale Flächen im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha

4.1.1 Hydrogeologische und hydrometeorologische Daten

Der im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha gelegene alluviale Grundwasserleiter, welcher in der Abbildung 4.2 mit gelber Farbe als alluviale Fläche dargestellt wird, dehnt sich über eine Länge von ca. 4 km aus. Die Breite variiert zwischen 10 m stromaufwärts und ca. 300 m am Ende der Strecke, wo der Hauptfluss dieses Einzugsgebietes in einen größeren Nebenfluss des Flussgebietes Piranhas-Açu einmündet. Über einen Großteil der Strecke hat der

alluviale Grundwasserleiter eine Breite von 100 bis 250 m. Die gesamte alluviale Fläche beträgt insgesamt nur etwa 33,5 ha.

Zur Erkundung der Mächtigkeit der alluvialen Schicht und ihrer lithologischen sowie stratigraphischen Profile wurden Bohrungen durchgeführt und Bohrproben entnommen. Einige Bohrlöcher wurden danach als Beobachtungsbrunnen für Grundwasserstandsmessungen ausgebaut. Die Tiefen des abgelagerten Lockergesteines bis zum unterliegenden undurchlässigen Festgestein sind sehr unterschiedlich. In der Regel nehmen sie stromabwärts und von den Ufern zu den zentralen Orten zu und betragen 6 bis 12 m in der erkundeten Strecke des alluvialen Aquifers.

Zur Erkundung des Untergrunds kamen ebenfalls geophysikalische Methoden zum Einsatz, um fehlende Informationen zu ergänzen. Damit konnten örtliche Erhebungen der unterliegenden Festgesteine bzw. die Sohle der alluvialen Schicht festgestellt werden (*Bischoff et al., 1988*). Die Aufnahme der unregelmäßig auftretenden geologischen Erhebungen sind im Rahmen der Feststellung der unteren Begrenzung des Grundwasserleiters von großer Bedeutung, da sie ein natürliches Hindernis für die Grundwasserströmung darstellen und so wirken wie unterirdische Dämme.

Die Auswertung von Korngrößenanalysen der Bohrproben zeigten in Hinblick auf das Grundwasservorkommen und seine Erschließung sehr günstige geohydraulische Eigenschaften auf. Die alluvialen Schichten setzen sich vorwiegend aus Grobsand, teilweise auch Mittelsand sowie Fein- bis Mittelkies zusammen. Linsenförmige Schichten, bestehend aus dunkleren wenig plastischen Tonen, sind unregelmäßig im lithologischen Profil zu finden. Sie treten zumeist an den Ufern der Bäche auf und können örtlich und vorübergehend zu gespannten Grundwasserverhältnissen führen (*Albuquerque, 1984; Albuquerque und Rêgo, 1987*). Abbildung 4.3 zeigt die erkundete alluviale Fläche mit Lage der Bohrlöcher- und Brunnen.

Die im Untersuchungsgebiet bestehenden Brunnenanlagen, welche in der Abbildung 4.3 mit der Abkürzung PC gekennzeichnet wurden, bilden das Netz von Beobachtungsbrunnen, das für die wöchentliche Messung der Grundwasserspiegelhöhen zur Verfügung stand.

An drei der bestehenden Brunnen wurden Pumpversuche durchgeführt, um die hydraulischen Parameter des Aquifers (hydraulische Leitfähigkeit und Speicher-Koeffizient bzw. nutzbarer Porenraum) zu ermitteln (*Cheong et al., 2008*). Zu bemerken ist, dass auf Grund der spezifischen Aquifer- und Brunnenverhältnisse die für die Durchführung der Pumpversuche notwendigen Annahmen nicht in vollem Umfang zutrafen. Der schmale, aus verschiedenen dünnen Sedimentschichten zusammengesetzte, alluviale Grundwasserleiter kann, zum Beispiel, weder als seitlich unbegrenzt noch vollkommen homogen und isotrop betrachtet

werden. Auch eine horizontale Anströmung der Förderbrunnen war auf Grund des Filters nicht vollständig gegeben, da es sich um Schachtbrunnen mit Ziegelsteinverkleidung handelt.

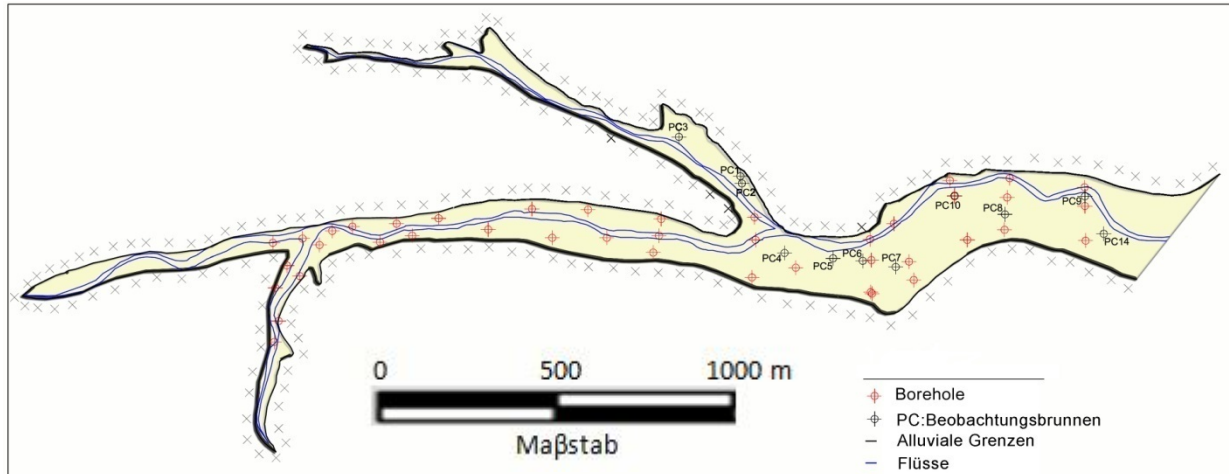


Abb. 4.3 Alluviale Fläche mit Beobachtungsbrunnen

Trotz dieser theoretischen Einschränkungen konnten auf der Grundlage der Pumpversuche bzw. der gemessenen Grundwasserstandsabsenkung zufriedenstellende Ergebnisse für die gesuchten hydraulischen Parameter erzielt werden (Albuquerque und Rego, 1987).

Die berechneten Durchlässigkeitsbeiwerte und Speicherkoeffizienten bzw. nutzbaren Porenräume entsprechen den geologischen Verhältnissen des Aquifers. Die Werte sind in der folgenden Tabelle 4.1 aufgeführt:

Tab. 4.1 Ergebnisse der Pumpversuche

Brunnen (PC)	Durchlässigkeit * k_f (m/s)	Speicherkoeffizient * S (%)
PC2	$3,58 \times 10^{-3}$	9,96
PC4	$6,48 \times 10^{-3}$	10,30
PC9	$2,76 \times 10^{-3}$	14,90

* Mittlere Werte der nach Theis und Jacobs berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten, Speicherkoeffizienten bzw. nutzbaren Porenräume (Albuquerque und Rego, 1987; Santos et al., 1991)

Diese Werte sind ausschließlich für die den Brunnen zuzuordnenden Teilgebiete gültig und nicht für den gesamten alluvialen Aquifer. Allerdings liefern sie wichtige Hinweise zur Größe und räumlichen Variation des Speicherkoeffizienten und der hydraulische Leitfähigkeit im Aquifer. Letztere kann trotz der kleinen Abmessungen des Grundwasserleiters beträchtlich

sein. Die heterogenen hydraulischen Eigenschaften stellen eine zusätzliche Schwierigkeit in der Grundwasserbewirtschaftung kleiner alluvialer Aquifersysteme dar. Zur Bestimmung des Oberflächenwasserdargebots wurden die täglichen Niederschlagshöhen zweier im Inneren des Einzugsgebiets installierter Niederschlagsmesser beobachtet. Die Lage der Regenstationen wurde strategisch gewählt, um möglichst repräsentative Niederschlagswerte für das Einzugsgebiet ermitteln zu können (s. Abb.4.2).

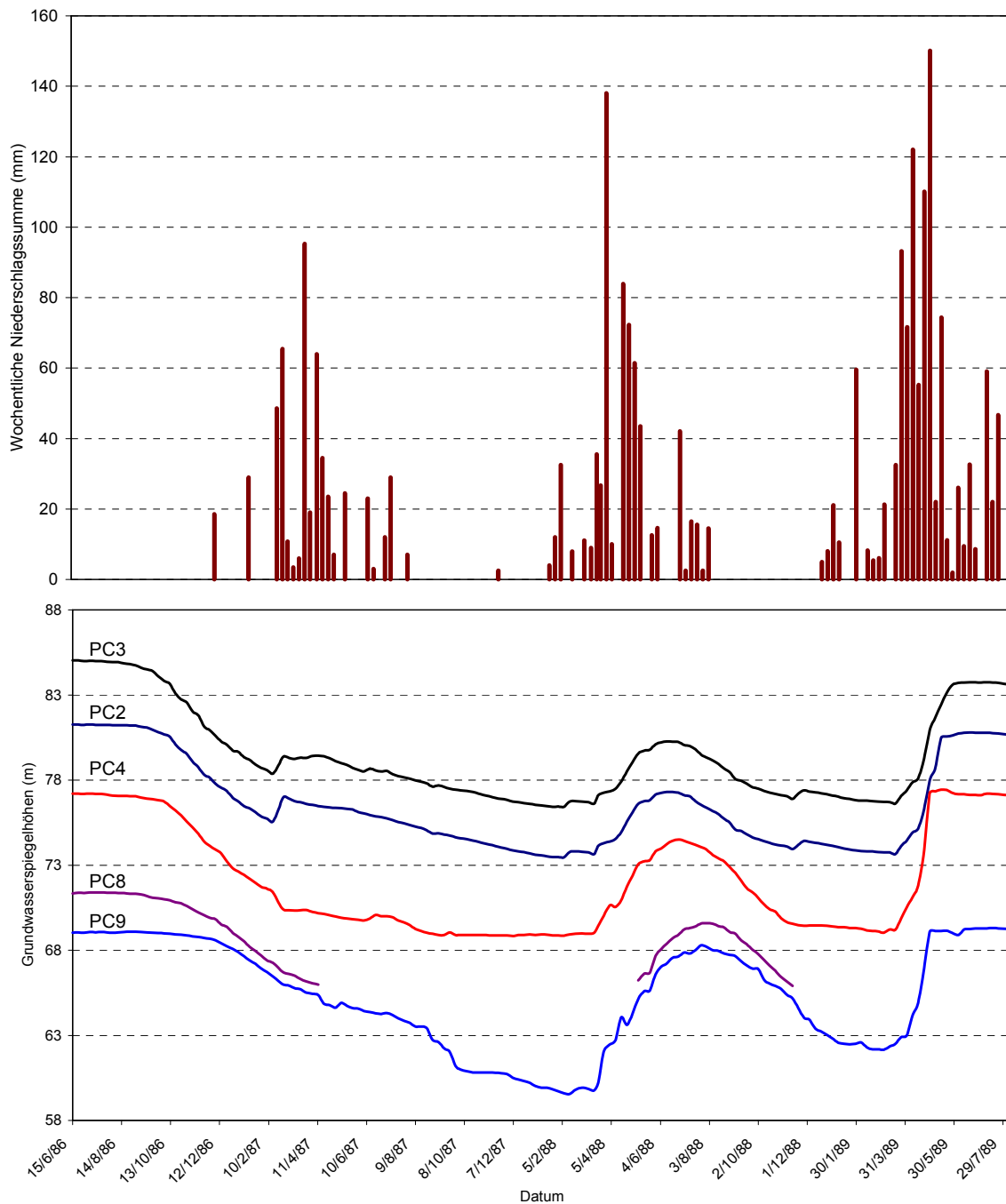


Abb. 4.4 Zeitliche Verteilung der Niederschlags- und Grundwasserspiegellhöhen (1.05.1986-29.07.1989)

Abbildung 4.4 stellt den mittleren wöchentlichen Niederschlagshöhen (Durchschnittswerte beider Pegel) die beobachteten Grundwasserspiegelhöhen gegenüber und setzt die Messwerte miteinander in Beziehung. Die Niederschläge der regnerischen Jahre 1988 und 1989 führen deutlich zu entsprechenden Aufhöhungen des Grundwasserstandes. Im Gegensatz dazu ist dieser Wiederanstieg während der Regenzeit 1987 kaum bemerkbar. Diese extremen Schwankungen im Jahresverhalten des beobachteten Grundwasserspiegels belegen die zeitliche Variabilität und Komplexität des Grundwasserneubildungsvorgangs im alluvialen Grundwasserleiter, der nicht nur von Niederschlagshöhe und -verteilung, sondern u.a. auch vom Oberflächenabfluss im Vorfluter abhängt.

4.1.2 Wasserbedarf im Einzugsgebiet

Im Hinblick auf eine gezielte rationelle Wasserbewirtschaftung ist neben den hydrologischen und geologischen Charakteristika des Einzugsgebiets der Wasserbedarf zu quantifizieren, um die vorherrschenden sozialen und wirtschaftlichen Verhältnisse abzubilden.

Bei der Abschätzung des Wasserbedarfs im Untersuchungsgebiet wird in der vorliegenden Arbeit von einer Bewirtschaftung der landwirtschaftlich nutzbaren Flächen ausgegangen, die den besonderen semiariden und wirtschaftlichen Bedingungen der Region Rechnung trägt. Im Folgenden soll darauf näher eingegangen werden.

Traditionell ist die Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet, sowie in anderen Teilen der semiariden Region, auf den vorherrschenden Niederschlag abgestimmt bzw. davon vollständig abhängig (*Andrade, 1998*). An einigen Stellen des alluvialen Aquifers im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha wird zwar Grundwasser durch Schachtbrunnen entnommen, dient aber fast ausschließlich der Trinkwasserversorgung der in unmittelbarer Nähe angesiedelten Landbevölkerung. Nur einer der Grundbesitzer nutzt das dort geförderte Wasser für die Bewässerung.

Sowohl in den topographisch höheren Teilen des Einzugsgebietes, wo der Boden arm und flach ist, als auch auf den tiefer gelegenen fruchtbaren alluvialen Böden werden im Allgemeinen Bohnen, Mais und in geringen Umfang Reis angebaut. Diese Kulturpflanzen besitzen eine kurze Anbauzeit, so dass noch gegen Ende der drei bis vier Monate andauernden Regenzeit geerntet werden kann. Trotzdem ist mit dieser Bewirtschaftungsform ein beträchtliches Risiko verbunden, da die Niederschläge der semiariden Region, wie bereits erwähnt wurde, auch in der Regenzeit schlecht verteilt sein können. So ist es häufig der Fall, daß der Niederschlag genau dann nicht ausreichend ist, wenn er besonders benötigt wird, z. B. in der Blütezeit der Pflanzen.

In Anbetracht der oben beschriebenen Risiken des traditionellen Modells der regenabhängigen Landwirtschaft, ist es offensichtlich, dass zur Gewährleistung der Ernten in Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung zusätzliche Wassergaben zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen notwendig sind. Ein rationaler Einsatz der lokalen alluvialen Grundwasserressourcen im Rahmen einer Verbundbewirtschaftung bietet sich hier an.

Die Bewässerung mit alluvialem Grundwasser sollte ergänzend zum Niederschlag erfolgen und erst dann zum Einsatz kommen, wenn bei andauernder Trockenheit die Evapotranspirationsdefizite so groß werden, dass ernsthafte Ertragsverluste zu befürchten sind.

Der Bedarf an alluvialem Grundwasser kann jedoch auf Grund der Unvorhersehbarkeit der Niederschlagsereignisse bzw. ihrer zeitlichen Verteilung kaum abgeschätzt werden. Allerdings ist die Versorgungssicherheit über die Grundwassernutzung in hohem Umfang gegeben, da die Grundwasserneubildung gerade in der regenreichen Zeit stattfindet und daher von einem ausreichenden Grundwasserdargebot auszugehen ist.

Weiterhin ist zu erwarten, dass die ergänzend zum Niederschlag entnommene Menge an alluvialem Grundwasser noch während der laufenden Regenzeit teilweise oder vollständig ersetzt wird.

Unmittelbar nach Abschluss der Regenzeit erreicht der Grundwasserspiegel im alluvialen Aquifer seinen höchsten Stand, so dass das dort gespeicherte Grundwasser auch für die anschließende Trockenzeit für Bewässerungszwecke erschlossen werden kann. Zu ermitteln ist, ob während der Trockenzeit im Anschluss an die vorwiegend regengestützte Landwirtschaft, deren Ernten durch ergänzende Bewässerung mit alluvialem Grundwasser garantiert werden, nur eine oder sogar mehrere Anbauperioden gewährleistet werden können.

Im Rahmen der Arbeit wird davon ausgegangen, dass der traditionelle Anbau von Mais, Bohnen und Reis als regionale Grundnahrungsmittel und dem Klima gut angepasste Kulturen bei der Bewässerungswirtschaft Vorzug haben sollte. Der Anbau von tropischen Früchten zeigt sich aber als gewinnbringender und sollte daher nicht vernachlässigt werden. Zu beachten ist allerdings, dass Feldfrüchte, wie Mango und Bananen, trotz guter Anpassung an klimatische Faktoren, auf Grund ihrer längeren Wachstumszyklen deutlich mehr Wasser als die oben genannten traditionellen Kulturen benötigen.

Unter Berücksichtigung dieser Überlegungen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit zur Abschätzung des Wasserbedarfes davon ausgegangen, dass zur Realisierung einer erfolgreichen Ernte über einen Zeitraum von drei Monaten zu bewässern ist. Während dieses Zeitraums können insbesondere die traditionellen Kulturen angebaut oder kann Obstanbau ein-

geführt werden. Im letzteren Fall wird davon ausgegangen, dass ausreichend Wasser über einen Zeitraum von sechs Monaten zur Verfügung zu stellen ist.

Der Wasserbedarf im Untersuchungsgebiet kann also in Abhängigkeit der Bewirtschaftung der nutzbaren Flächen unterschiedliche Werte annehmen. Für die bewässerbare Fläche können nun Wasserbedarfsmengen pro Jahr oder pro Ernte abgeschätzt werden.

Mit Hilfe von Landnutzungskarten, die Aufschluss über die landwirtschaftlich genutzten Flächen gaben, sowie durch örtliche Erkundung wurden entlang der alluvialen Flächen im Untersuchungsgebiet insgesamt acht Grundbesitzer identifiziert. Bei der Abgrenzung der Bewässerungsfläche für die einzelnen Landwirte wird davon ausgegangen, dass diese auf die alluvialen Böden beschränkt sein sollte, um zusätzliche Kosten der Wasserzuleitung zu vermeiden. Die topographisch höher liegenden Bereiche außerhalb des alluvialen Beckens können dennoch unabhängig von einer Verbundnutzung für regengestützte Landwirtschaft als Weideland genutzt werden.

Tabelle 4.2 enthält die Berechnungsergebnisse zur Abschätzung des jährlichen Wasserbedarfes der Bewirtschaftungseinheiten im Untersuchungsgebiet. Im Folgenden werden die der Berechnung zugrundeliegenden Annahmen ausführlich erklärt.

Tab. 4.2 Jährlicher Wasserbedarf der Bewirtschaftungseinheiten im Untersuchungsgebiet

Landbesitz	Fläche	Bewäss. Fläche	Einwohnerzahl	Tierzahl	Bewässerungsbedarf	Menschl. bedarf	Tierbedarf	Gesamtbedarf
	(ha)							
1	35,0	15,0	36,0	7	75.000	1.314	51,1	76.365,1
2	8,0	3,0	12,0	2	15.000	438	14,6	15.452,6
3	15,0	7,0	36,0	7	35.000	1.314	51,1	36.365,1
4	38,0	13,0	18,0	3	65.000	657	21,9	65.678,9
5	16,0	12,0	6,0	1	60.000	219	7,3	60.226,3
6	100,0	10,0	30,0	6	50.000	1.095	43,8	51.138,8
7	6,0	1,0	-	-	5.000	-	-	5.000,0
8	5,0	0,5	-	-	2.500	-	-	2.500,0
Σ	223,0	61,5	138,0	26	307.500	5.037	189,8	312.726,8

Die Anzahl von Menschen und Viehbestand pro Bewirtschaftungseinheit wurden im Untersuchungsgebiet gemäß der vorherrschenden sozialen und wirtschaftlichen Verhältnisse angenommen. Für jedes Haus einer Bewirtschaftungseinheit wurden sechs Einwohner geschätzt. Eine Verbrauchsrate von 100 Liter pro Einwohner pro Tag wurde als Richtwert verwendet (PERH-PB, 2006). Nach der Begehung des Untersuchungsgebietes konnte festgestellt wer-

den, dass diesem Richtwert 138 Einwohner zuzuordnen sind. Ihr jährlicher Wasserbedarf beläuft sich demzufolge auf 5.037 m³.

Zur Schätzung des Viehbestandes wurde davon ausgegangen, dass je 5 Einwohner eine Kuh zur Milchproduktion zuzuordnen ist. Bei einer Verbrauchsrate von etwa 20 Liter pro Tier und Tag liegt der Wasserbedarf des Viehbestandes von 126 Tieren im alluvialen Gebiet bei 189 m³ Wasser im Jahr.

Der jährliche Gesamtwasserbedarf im Untersuchungsgebiet liegt bei 312.726,8 m³ und wird durch die Bewässerung dominiert. Der Wasserbedarf für die Bewässerung der nutzbaren alluvialen Flächen liegt bei 5.000 m³ pro Hektar im Jahr. Dieser Wert ist nur ein Viertel des für größere Bewässerungsprojekte anzusetzenden Wasserbedarfs, der bei 20.000 m³ pro Hektar und Jahr liegt (*Molle und Cadier, 1992*). Die ergänzende Bewässerung mit alluvialem Grundwasser während der Regenzeit wird aus den oben genannten Gründen dabei nicht berücksichtigt. Gemäß der Berechnungen werden jährlich 307.500 m³ Wasser, für die Bewässerung der 61,5 Hektar an nutzbarer landwirtschaftlicher Fläche im alluvialen Untersuchungsgebiet benötigt.

Um dem Gesamtbedarf an alluvialem Grundwasser nachkommen zu können, ist der Grundwasserspeicher so zu bewirtschaften, dass die notwendigen Mengen entsprechend des Bedarfszeitpunkts zur Verfügung stehen. Weiterhin wird eine entsprechende Infrastruktur, wie Förderbrunnen, Pumpenanlagen und Rohrleitungen benötigt, um die Grundwasserentnahmen und deren räumliche Verteilung angemessen steuern zu können. Damit sind auch Wasserverluste verbunden.

Um die zeitlichen und räumlichen Charakteristika des Wasserbedarfs im Untersuchungsgebiet berücksichtigen zu können, wurde die benötigte Grundwasserentnahmerate für jede Bewirtschaftungseinheit berechnet. Zur Berechnung wird davon ausgegangen, dass der Bewässerungsbetrieb während der Trockenzeit mindestens den Anbau der traditionellen Feldfrüchte, wie Reis, Bohnen und Mais über einen Zeitraum von drei Monaten gewährleisten sollte. Der Wasserbedarf für die Bewässerung eines Jahres ist also auf einen Zeitraum von 3 Monaten begrenzt. Im Gegensatz dazu besteht der Wasserbedarf für die Trinkwasserversorgung sowie den Viehbestand über das gesamte Jahr hinweg. Der Wasserbedarf einer Bewirtschaftungseinheit bzw. Landnutzers wird entscheidend dadurch beeinflusst, ob bewässert wird oder nicht. Tabelle 4.3 stellt die benötigten Grundwasserentnahmeraten in Liter pro Sekunde zusammen und unterscheidet zwischen dem Wasserbedarf jeder Bewirtschaftungseinheit mit und ohne Bewässerung.

Tab. 4.3 Wasserbedarfsraten für die einzelnen Bewirtschaftungseinheiten im Untersuchungsgebiet

Bewirtschaftungs- einheiten	Fläche (ha)	Bewäss. Fläche	Verbrauchsrate (l/s)	
			ohne Bewässerung	mit Bewässerung
1	35,0	15,0	0,043	9,688
2	8,0	3,0	0,014	1,943
3	15,0	7,0	0,043	4,544
4	38,0	13,0	0,022	8,381
5	16,0	12,0	0,007	7,723
6	100,0	10,0	0,036	6,466
7	6,0	1,0	0,000	0,643
8	5,0	0,5	0,000	0,322
Mittelwert	-		0,021	4,964

Da der Wasserbedarf für Bevölkerung und Viehhaltung im Vergleich zur Bewässerung fast vernachlässigbar ist, liegen die höchsten Entnahmeraten in der dreimonatigen Bewässerungszeit. Dies ist bei der Bewirtschaftung der Grundwasserressourcen zu berücksichtigen.

Der durchschnittliche Wasserbedarf einer Bewirtschaftungseinheit während der dreimonatigen Bewässerungsperiode liegt demnach bei 4,96 l/s. Zur Berücksichtigung unvermeidlicher Wasserverluste bei Verteilung und Allokation wurde der berechnete Mittelwert um 10% erhöht. Damit ergibt sich ein mittlerer Wasserbedarf pro Bewirtschaftungseinheit in Höhe von 5,5 l/s bzw. 475 m³ pro Tag.

Wird weiterhin davon ausgegangen, dass jede Bewirtschaftungseinheit seinen eigenen Brunnen betreibt, so entspricht der geschätzte Wasserbedarf der erforderlichen Pumpenrate jedes Brunnen während der Bewässerungszeit.

Hinsichtlich der Wasserbewirtschaftung stellt sich somit die Frage, ob dieser Bedarf während der ersten drei Monate der Trockenzeit aus alluvialem Grundwasser gedeckt werden kann.

Der geringe Wasserbedarf für die Bevölkerung und den Viehbestand in Höhe von im Mittel 0,021 l/s während der übrigen Monate bzw. ohne Bewässerung stellt dagegen kein Versorgungsproblem dar.

4.1.3 Wasserbilanz des Einzugsgebietes

Da keine Messdaten zum Oberflächenwasserabfluss im Untersuchungsgebiet vorlagen, konnten die einzelnen Wasserhaushaltskomponenten nicht genau bestimmt werden. Detaillierte Wasserbilanzrechnungen waren damit nicht möglich.

Daher wurde auf der Grundlage der Niederschlagsmessungen und den physikalischen Eigenschaften des Einzugsgebiets (Fläche, Geologie, Topographie, etc.) das nutzbare Wasserangebot abgeschätzt und dem Wasserbedarf gegenübergestellt.

Die vorliegende Niederschlagszeitreihe (Abb. 4.4) weist trotz ihrer Kürze eine große Variation auf, die dem regionalen hydrologischen Regime entspricht, wie in Kapitel 4.1.1 bereits ausgeführt wurde. Für die im Folgenden dargestellten Berechnungen sowie die Untersuchungen zur nachhaltigen Wasserbewirtschaftung wird das Jahr 1988 als repräsentativ für die im langfristigen Mittel vorherrschenden klimatischen Verhältnisse im Einzugsgebiet angesehen.

Bei einer mittleren Niederschlagshöhe im Jahr 1988 an beiden Pegeln in Höhe von 580,77 mm und der Einzugsgebietsgröße von 13,1 km² ergibt sich ein Wasservolumen in Höhe von 7.608.087 m³ als Eingangsgröße. Der von diesem Niederschlagsvolumen generierte Direktabfluss stellt den Anteil des potentiell nutzbaren Dargebots an Oberflächenwasser des Einzugsgebiets dar. Durch Multiplikation des Niederschlagsvolumens mit dem Abflusskoeffizienten lässt sich dieser Anteil abschätzen. Der Abflusskoeffizient hängt sowohl von den klimatischen Gegebenheiten als auch den physikalischen Eigenschaften des Einzugsgebiets ab. Im Fall des hier vorliegenden Einzugsgebiets mit flachen Böden über undurchlässigem Festgestein, signifikantem topographischem Gefälle und hohen Verdunstungsraten kann von einem Abflusskoeffizienten in Höhe von etwa 0,2 ausgegangen werden. Daraus resultiert ein mittleres jährliches Oberflächenabflussvolumen in Höhe von 1.521.617 m³.

Dieses Volumen ist jedoch nicht gleichmäßig über das Jahr hinweg verteilt, sondern tritt, wie bereits ausgeführt, in stark konzentrierter Form während der Regenzeit auf. Um dieses Wasservolumen auch während der Trockenzeit nutzen zu können, sind Oberflächenwasserspeicher, die sogenannten Açudes zu implementieren. Die Speicherung des Oberflächenwassers in den Açudes resultiert in weiteren Evaporationsverlusten, so dass wiederum nur ein Teil des Wassers für die Bewirtschaftung in der Trockenzeit genutzt werden kann.

Im semiariden Nordost-Brasilien kann von einer signifikanten Verlustrate in Höhe von etwa 40% des Oberflächenabflusses ausgegangen werden. Das Wasservolumen im Einzugsgebiet, das letztlich über Oberflächenwasserspeicher nutzbar gemacht werden kann, kann damit auf etwa 912.970 m³ geschätzt werden. Der jährliche Gesamtwasserbedarf wurde gemäß

Tabelle 4.2 mit nur 312.727 m³ veranschlagt und beträgt damit nur ein Drittel des nutzbaren Dargebots an Oberflächenwasser.

In Bezug auf die Nutzung der Grundwasserressourcen, der im Rahmen der vorliegenden Arbeit besondere Aufmerksamkeit gewidmet wird, entspricht die Verfügbarkeit dem maximalen Wasservolumen, das dem alluvialen System entzogen werden kann. In diesem Fall ist davon auszugehen, dass der Grundwasserleiter zu Beginn der Trockenheit vollständig gefüllt ist. Das dann nutzbare Wasservolumen entspricht dem Produkt aus dem Gesamtvolumen des Grundwasserleiters und dem nutzbaren Porenraum. Geht man weiterhin davon aus, dass die alluviale Fläche im Einzugsgebiet etwa 33,6 ha und die mittlere Tiefe des alluvialen Systems 8 m beträgt, so ergibt sich bei einem Speicherkoeffizienten in Höhe von 12% (s. Tab.4.1) ein Grundwasserdargebot in Höhe von 321.600 m³.

Ein Teil der natürlichen Grundwasserneubildung (s. Kap.2.2) erfolgt durch den Teil des Niederschlags, der nicht zum Abfluss beiträgt, in den Boden infiltriert und nicht verdunstet. An diesem Prozess sind jährlich im Mittel 6.086.470 m³ Wasser beteiligt. Der Wert ergibt sich aus der Differenz des oben ermittelten Niederschlags- und Abflussvolumens. Die übrige Grundwasserneubildung (s. Kap.2.2) ergibt sich aus der Infiltration eines Teils des jährlichen Oberflächenwasserabflusses in Höhe von 1.521.617 m³ über dem alluvialen Flussbett. Im Mittel steht damit genügend Wasser für eine natürliche Aufsättigung des alluvialen Systems zur Verfügung. Der für das nutzbare Grundwasserdargebot ermittelte Wert ist etwas größer als der jährliche Wasserbedarf im Untersuchungsgebiet. Dies bedeutet allerdings nicht, dass die Bedarfsdeckung über die alleinige Grundwasserbewirtschaftung mit einer hohen Versorgungssicherheit verbunden ist, wie dies bei Implementierung von Açudes der Fall wäre. Zum Einen handelt es sich hier um Schätzwerte, die natürlich einer gewissen Ungenauigkeit unterliegen. Zum Anderen ist zu berücksichtigen, dass es sich im Gegensatz zum Wasserrückhalt durch Açudes beim alluvialen Grundwasserleiter um ein sehr dynamisches System in Bezug auf seine Zu- und Abflüsse handelt. Für die obige Wasserbilanz wurden dagegen stationäre, mittlere Bedingungen berücksichtigt. Für die Bewirtschaftung des Grundwasserleiters ist seine Dynamik jedoch von ausschlaggebender Bedeutung. Das instationäre reale Verhalten des alluvialen Systems kann nur durch mathematische Simulationsmethoden ausreichend wiedergegeben bzw. berücksichtigt werden, wie in der vorliegenden Arbeit gezeigt wird.

Es ist zu erwarten, dass durch die Implementierung von unterirdischen Dämmen und Oberflächenwasserspeicher bzw. über die sogenannte Verbundbewirtschaftung der Gesamtwasserbedarf des Einzugsgebietes in jedem Fall mit den vorhandenen Wasserressourcen gedeckt werden kann. In Kapitel 5.3.2 kann dazu der Nachweis geführt werden.

4.1.4 Grundwassererschließung im Einzugsgebiet

Die Abbildung 4.3 zeigt die alluvialen Bereiche im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha auf. Im untersuchten Grundwasserleiter wurden bereits einige Schachtbrunnen implementiert. Sie wurden in der Abbildung mit dem Kürzel PC markiert. Die bereits vorhandenen Schachtbrunnen bedeuten allerdings nicht, dass der Grundwasserleiter seinem Potential entsprechend ausgenutzt wird. Dazu fehlt es neben dem Wissen um eine rationale Wasserbewirtschaftung an grundlegender Infrastruktur, wie zum Beispiel der Stromversorgung.

Der Bau dieser Schachtbrunnen ist allerdings mit nur geringem Aufwand verbunden, da die Gruben manuell ausgeschachtet werden und die für die Herstellung der Brunnenwände genutzten Ziegelsteine von den Einwohnern vor Ort selbst produziert werden (s. Abschnitt 3.3). Trotz der einfachen Konstruktionsweise und Bedeutung der Brunnen für die Wasserversorgung verfügen nicht sämtliche Bewirtschaftungseinheiten über einen solchen. Dies ist im Wesentlichen auf die mit der Implementierung verbundenen Konstruktionskosten verbunden.

Die entscheidende Frage ist allerdings, ob Grundwasser zum benötigten Zeitpunkt in ausreichender Menge mit Hilfe einer zielgerichteten Wasserbewirtschaftung für die einzelnen Nutzer zur Verfügung gestellt werden kann. Der Beantwortung dieser Frage soll in den folgenden Abschnitten durch den Einsatz mathematischer Simulationsmodelle nachgegangen werden.

4.2 Modellierung des alluvialen Aquifers

Die Dimensionen der untersuchten Teile des alluvialen Grundwasserleiters, hier als Catolé do Rocha Aquifer bezeichnet, seine geohydraulischen Eigenschaften, sein topographisches und hydraulisches Gefälle sowie die semiariden Klimaverhältnisse erklären die Instationarität der vorherrschenden Grundwasserströmungsvorgänge. Die Wechselwirkung mit dem Oberflächenwasser spielt dabei eine entscheidende Rolle und resultiert entweder in der Einspeisung von Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter (Grundwasserneubildung) oder der Abführung von Grundwasser in den Vorfluter (Grundwasserabstrom).

Die instationären Verhältnisse zeigen sich auch deutlich in den starken jährlichen Schwankungen der Grundwasserspiegelhöhen in den Beobachtungsbrunnen (s. Abbildung 4.4).

Unter diesen Umständen bieten einzelne örtliche Erkundungen oder flüchtige Vermessungen des Grundwasserleiters und die auf dieser Grundlage geschätzten hydrogeologischen Parameter keine zuverlässigen Informationen für die Wasserbewirtschaftung des Systems. Beispielfhaft soll hier das Speichervermögen einschliesslich als Funktion des geschätzten Hohlraumanteils genannt werden. Der betrachtete alluviale Aquifer stellt unter Berücksichtigung

seiner Eigenschaften eher einen Strom als einen Speicher dar, wobei der zeitlich veränderliche Zustand entscheidend ist und nicht durch eine zeitlich unabhängige überschlägige Abschätzung repräsentiert werden kann.

Die instationären Strömungsverhältnisse dürfen daher bei der Studie und Bewirtschaftung des Grundwasserleiters nicht vernachlässigt werden. Zur angemessenen Analyse der komplexen Strömungsverhältnisse im alluvialen System, Nachbildung und Vorhersage des Systemverhaltens kommen hydrogeologische bzw. mathematische Modelle als geeignete Werkzeuge zum Einsatz.

Zur Abbildung und Analyse des Systemverhaltens des alluvialen Aquifers Catolé do Rocha kam ein zweidimensionales (horizontales) numerisches Grundwasserströmungsmodell und zwar das Modellwerkzeug MODFLOW zur Anwendung (*McDonald und Harbaugh, 1988*). Eine zweidimensionale Abbildung des Systems ist auf Grund seiner geringen Mächtigkeit als ausreichend zu bewerten. Die vorliegenden Systemrandbedingungen und instationären Strömungsverhältnisse können mit diesem Werkzeug gut und mit vertretbarem Aufwand abgebildet werden. Zahlreiche erfolgreiche Anwendungen im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen weisen auf die Zuverlässigkeit des Computersystems (*Anderson und Woessner, 2002*). Die modulare Struktur des Programms erlaubt die Ergänzung des Programmcodes durch zusätzliche Routinen, z.B. zur Beschreibung besonderer physikalischer Prozesse (*Zheng, 1990; Hill, 1992*).

MODFLOW basiert auf dem Differenzenverfahren, d.h. die Differentialgleichung der Grundwasserströmung wird im Modell zu einer Differenzgleichung umgewandelt und durch iterative Verfahren für jeden Punkt eines Rasters gelöst. Diese Punkte entsprechen hier zweidimensionalen Zellen, in welche die gesamte Fläche des Aquifers aufgeteilt wurde. Jeder Zelle können verschiedene physikalische und hydrogeologische Eigenschaften des Aquifers zugeteilt werden, so dass das Systemverhalten in hoher räumlicher Auflösung simuliert werden kann (s. Abschnitt 2.3).

Als wesentliches Ergebnis liefert MODFLOW den Grundwasserstand in den Zellen entweder für stationäre oder instationäre Strömungsverhältnisse. Im letzteren Fall wird die Grundwasserstandsverteilung für jeden Zeitabschnitt bzw. Zeitpunkt berechnet. Außerdem erstellt das Programm Grundwasserbilanzen für den gesamten Aquifer oder auch Systemteile, wobei Systemzuflüsse, Änderungen des Speichervolumens und Grundwasserentnahmen im Einzelnen analysiert werden können.

Die ersten Versionen des Computerprogramms, MODFLOW 88 und MODFLOW 96 (*Prudic, 1989*) befassten sich ausschließlich mit der Lösung der Grundwasserströmungsgleichung zur Simulation einer dreidimensionalen Wasserströmung durch ein poröses Medium. Für die

Lösung besonderer Probleme bzw. hydrologischer Prozesse, wie z.B. die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser, mussten zusätzliche Computerprogramme entwickelt werden. Die in der vorliegenden Arbeit benutzte Modellversion, Processing Modflow Pro Version 7.0 (*Chiang, 2005*) oder einfach PMpro genannt, vereinigt verschiedene Programmroutinen für eine umfassende Simulation von komplexen Aquifersystemen und ermöglicht ebenfalls die Bestimmung von Systemparametern.

Aufbau und Kalibrierung des Modellsystems für den alluvialen Aquifer Catolé do Rocha im Hinblick auf eine zielgerichtete Wasserbewirtschaftung werden in den folgenden Abschnitten beschrieben.

4.2.1 Modellaufbau

Die geologischen, hydro(geo)logischen und topographischen Daten des Untersuchungsgebietes Catolé do Rocha, wie z.B. Mächtigkeit der alluvialen Schicht, Niederschlagsraten, Grundwasserstände, hydraulische Leitfähigkeiten usw., bilden die Grundlagen des hydrogeologischen Modells und des davon abgeleiteten numerisch-mathematischen Modells. Beide Modelle werden hier zur Simulation des Aquiferhaltens im Rahmen der Studien zur Wasserbewirtschaftung benötigt. Die für den Aufbau der Modelle notwendigen Annahmen und Datenerhebungen werden im Folgenden beschrieben.

Für die Grundwassermodellierung wurde nicht die gesamte alluviale Fläche des Einzugsgebietes genutzt (s. Abb. 4.3), sondern nur die zentralen Teile des Aquifersystems Catolé do Rocha. Die stromaufwärts gelegenen flachen und schmalen alluvialen Schichten blieben unberücksichtigt. Die seitlichen und unterirdischen Grenzen des alluvialen Aquifers werden durch kristallines Festgestein gebildet. Die Geländeoberfläche bzw. das Flussbett bilden die Systemobergrenze. Sowohl ober- als auch unterhalb des Flusses wird das zu modellierende System durch Randquerschnitte begrenzt, durch welche dem System Grundwasser zugeführt wird bzw. das System verlässt. Es handelt sich demzufolge hier um einen ungespannten (freien) Lockergesteingrundwasserleiter, der auf einem Grundwassernichtleiter bzw. undurchlässigem Festgestein begründet ist.

Abbildung 4.5 zeigt das konzeptionelle hydrogeologische Modell des Aquifers, welches mit den Abbildungen 4.3 und 4.6 verglichen werden kann, um das modellierte alluviale System bzw. seine Dimension und Lage im Einzugsgebiet besser zu erfassen.

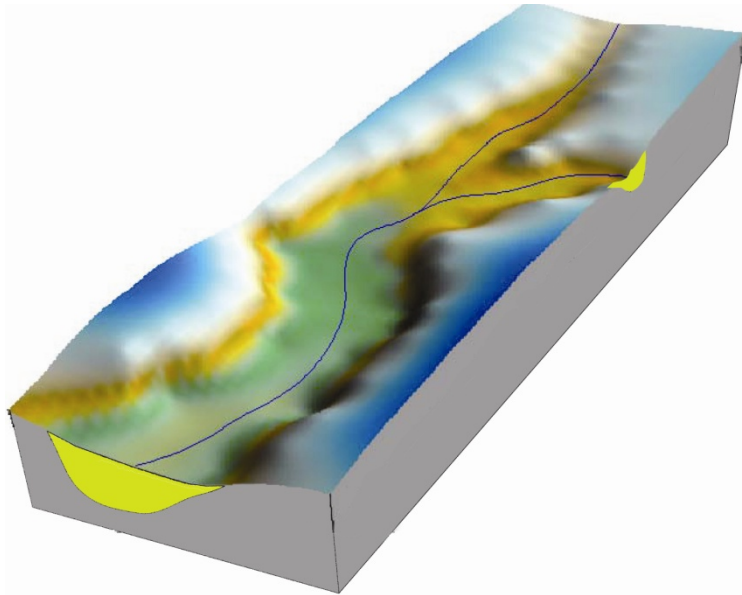


Abb. 4.5 Konzeptionelles hydrogeologisches Modell des Aquifers Catolé do Rocha, mit Position des Flusses, alluvialer Schicht sowie Systemgrenzen

Für den Aufbau des numerischen mathematischen Modells war das alluviale System mit PMPPro zu diskretisieren. Dazu wurde ein rechteckiges Raster mit 71 Spalten und 26 Zeilen, d.h. 1846 Zellen, implementiert.

Die Zellen haben unterschiedliche Abmessungen in Länge (x-Richtung: 35 m) und Breite (y-Richtung: 30 m), um die schmale Form des alluvialen Grundwasserleiters Catolé do Rocha im Modell besser abbilden zu können.

Abbildung 4.6 zeigt das durch das Modellraster diskretisierte alluviale System. Die Lage der vorhandenen Brunnen und Systemrandbedingungen werden in Abbildung 4.7 gezeigt.

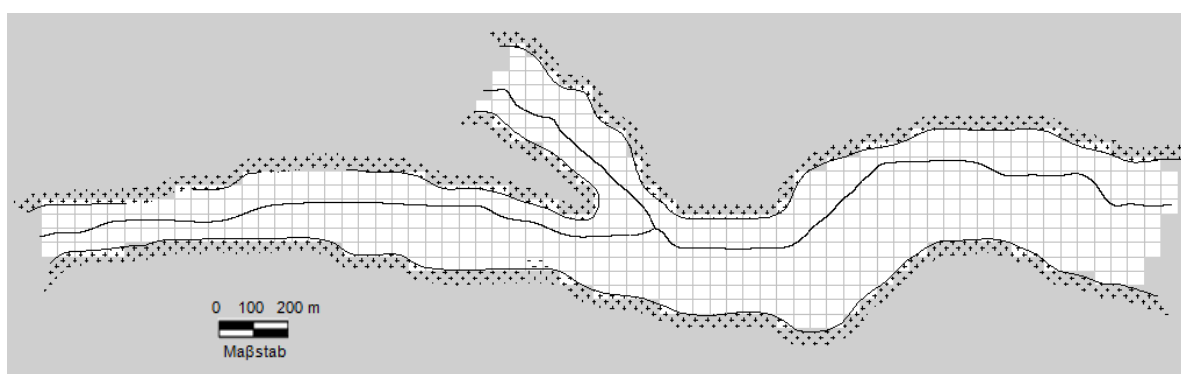


Abb. 4.6 Diskretisiertes alluviales System mit Raster, Position des Flusses und Rändern

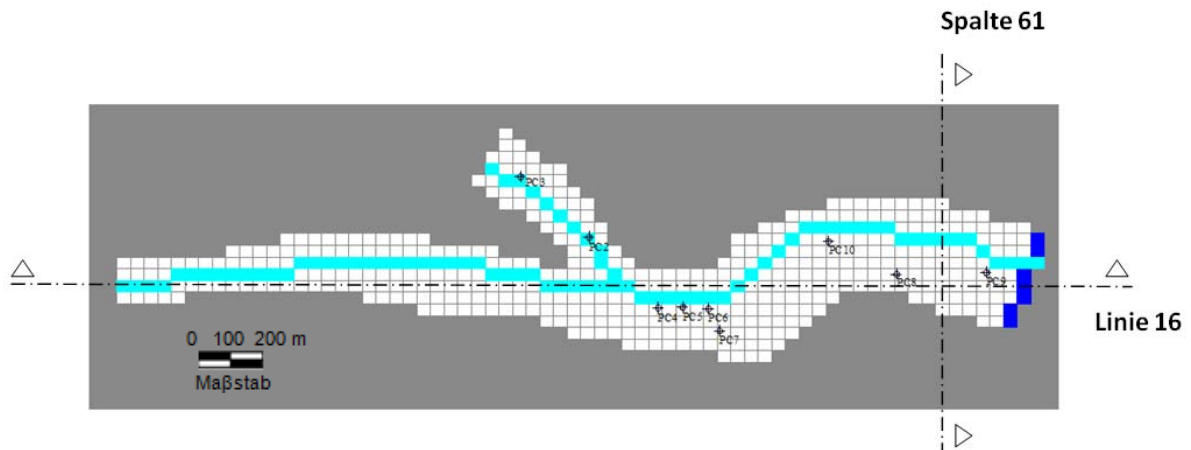
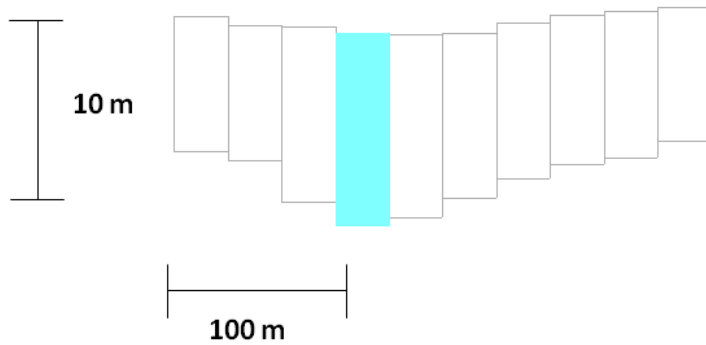


Abb. 4.7 Modellraum mit Raster, bestehenden Brunnen (PC), Fluss (hellblaue Zellen) und Randbedingung nach Cauchy (blaue Zellen)

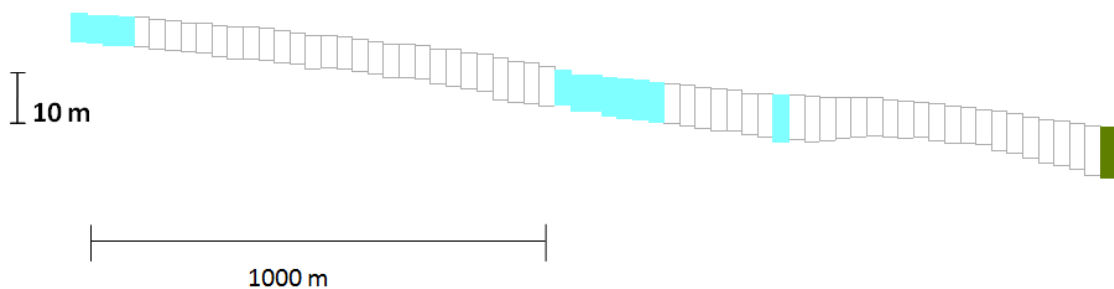
Für jede aktivierte Zelle des Rasters, den Modellzellen, sind Eingabedaten einzuführen, allen voran die Begrenzungen des Grundwasserleiters. Die Geländeoberfläche entspricht im Fall eines freien Grundwasserleiters seiner oberen Begrenzung und konnte anhand der topographischen Informationen nachgebildet werden.

Die Nachbildung der Aquiferbasis gestaltete sich deutlich schwieriger. Der untere Rand des Aquifers wird durch das anstehende kristalline Gestein begrenzt. Zur seiner Feststellung wurden an einigen Stellen Erkundungsbohrungen und ergänzend geophysikalische Untersuchungen durchgeführt. Die vollständige untere Randfläche des Aquifers wurde dann durch Interpolation ermittelt.

Abbildung 4.8 vermittelt einen Eindruck von der räumlichen Änderung der Aquifermächtigkeit und dem Gefälle der Geländeoberfläche sowie der Aquiferunterkante in Längs- und Quer- richtung. Danach setzt sich das Modell entsprechend der Rasterzellen aus Säulen zusammen. Die Höhe der Säulen stellt die Differenzen zwischen der Geländeoberkante und der Aquiferunterkante dar und entspricht der Mächtigkeit der alluvialen Schicht bzw. des Grundwasserleiters in jeder Zelle.



(A) Querschnitt - Spalte 61



(B) Längsschnitt - Linie 16

Abb. 4.8 Längs- und Querschnitt im Modell

Bei Vorgabe eines ungespannten Grundwasserleiter als Aquifertyp berechnet PMPro die Transmissivitäten für jede Zelle durch Multiplikation der Mächtigkeit des Grundwasserleiters mit dem Durchlässigkeitsbeiwert. Im freien Grundwasserleiter entspricht die Mächtigkeit dem lotrechten Abstand zwischen Grundwassersohle und Grundwasseroberfläche. Der Speicherkoeffizient wird durch den durchflusswirksamen Hohlraumanteil dargestellt.

Durch Anwendung des zweidimensionalen Modells werden homogene Aquifereigenschaften in der Vertikalen vorausgesetzt. Örtlich auftretende dünne Lehmschichten können damit nicht abgebildet werden. Dies ließe sich erst durch ein kompliziertes Mehrschichtenmodell nachbilden. Der zu erwartende geringe Informationsgewinn rechtfertigt nicht den enormen Aufwand, der mit der Anwendung eines solchen Modells verbunden wäre. Es kann davon ausgegangen werden, dass das vorliegende zweidimensionale Modell das relativ homogene und flache alluviale System gut repräsentiert.

Mit den oben beschriebenen Schritten des Modellaufbaus sind seine Grundlagen im Wesentlichen fertig. Um eine Simulation eines gewissen Aquiferzustands mit dem Modell durchzuführen, fehlt es ihm aber noch an einigen zusätzlichen Informationen, die in zwei Gruppen aufgeteilt werden können.

Zur Modellanwendung waren weiterhin die hydraulischen Parameter des Aquifers, wie Durchlässigkeitsbeiwert und durchflusswirksamer Hohlraumanteil festzulegen. Auf deren Bestimmung wird im Rahmen der Modellkalibrierung eingegangen. Weitere Daten zu den Systemrand- und Anfangsbedingungen, einschließlich der Verdunstungs- und Brunnenentnahmeraten waren für die Simulationsläufe fallspezifisch zu ergänzen.

4.2.2 Modellierung in der Trockenzeit

Horizontale zweidimensionale Modelle werden traditionell für regionale Aquifere von großen Dimensionen entwickelt und angewandt (*Leblanc et al., 2007*). Das hier zu untersuchende alluviale Aquifersystem besitzt allerdings nur geringe Abmessungen. Dies erfordert besondere Aufmerksamkeit bei der Modellanwendung, wie im Folgenden erläutert wird.

Auf Grund der kleinen Systemdimensionen alluvialer Aquifer sowie des regionalen klimatischen Einflusses sind die hydrogeologischen Prozesse durch starke Instationarität geprägt, welche anhand der relativ großen jährlichen Fluktuation der Grundwasserstände deutlich wird. So kann es passieren, dass eine Modellzelle am Ende der Regenzeit bis zu der Geländeoberfläche gesättigt ist und während der anschließenden Trockenzeit vollständig trocken fällt. Darüber hinaus spielt der Oberflächenabfluss eine entscheidende Rolle bei diesen Entleerungs- und Neubildungsvorgängen im Aquifer.

Nach PRUDIC (1989) ist die Fähigkeit des Modells, die Wechselwirkungen zwischen Aquifer und Fluss zuverlässig abzubilden, von besonderer Bedeutung bei der Modellierung des alluvialen Grundwasserleiters. Das Modell muss weiterhin in der Lage sein, die Auffüllung vollständig entleerter bzw. ausgetrockneter Modellzellen zu simulieren.

Zur erfolgreichen Kalibrierung des Modells waren eine Reihe vereinfachender Annahmen zu treffen. Die wesentlichsten Annahmen beziehen sich auf das Systemverhalten während der Regen- und Trockenzeit. Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass die Grundwasserneubildung ausschließlich auf die Regenzeit sowie den Beginn der Trockenzeit begrenzt ist. Während der übrigen Trockenzeit erfolgt ausschließlich die Entleerung des Aquifers durch die vorherrschende Grundwasserströmung.

Aufgrund dieses Verhaltens kann die Untersuchung der Grundwasserverhältnisse alluvialer Aquifers in eine Regen- und eine Trockenperiode eingeteilt werden, wodurch die Anzahl der einzubeziehenden Parameter deutlich vermindert werden kann. Dies trifft insbesondere auf die Simulation der Trockenzeit zu, für die die vielfältigen und komplizierten Einflussfaktoren der Grundwasserneubildung vernachlässigt werden können.

Aus dem genannten Grund wurden Modellaufbau, -kalibrierung und -verifizierung zunächst für die Trockenzeit, dann für die Regenzeit durchgeführt. Auch die anschließenden Simulationsrechnungen zur Wasserbewirtschaftung behandeln die Regen- und Trockenzeit voneinander getrennt.

4.2.2.1 Modelleichung

Die Modelleichung ist die Anpassung des Modells an die in der Natur herrschenden Verhältnisse, damit das Systemverhalten möglichst genau wiedergegeben werden kann. Das gelingt nur, wenn mit Hilfe einer Justierung der Modellparameter die natürlichen Prozesse, z.B. die Grundwasserströmung, gut abgebildet werden. Die i.d.R. iterativen Prozesse der Parameteranpassung bezeichnet man als Modellkalibrierung. Die gezielte Eichung ist im Fall der Grundwassermodellierung vollzogen, wenn die Modellergebnisse, z.B. die Piezometerhöhen, vernachlässigbare Differenzen zu den Messdaten aufzeigen.

Der Durchlässigkeitsbeiwert (hydraulische Leitfähigkeit) und Speicherkoeffizient (nutzbare Hohlraumanteil) sind wichtige zu kalibrierende Aquiferparameter. Sie repräsentieren die Durchströmungs- und Speicherfähigkeit des Grundwasserleiters.

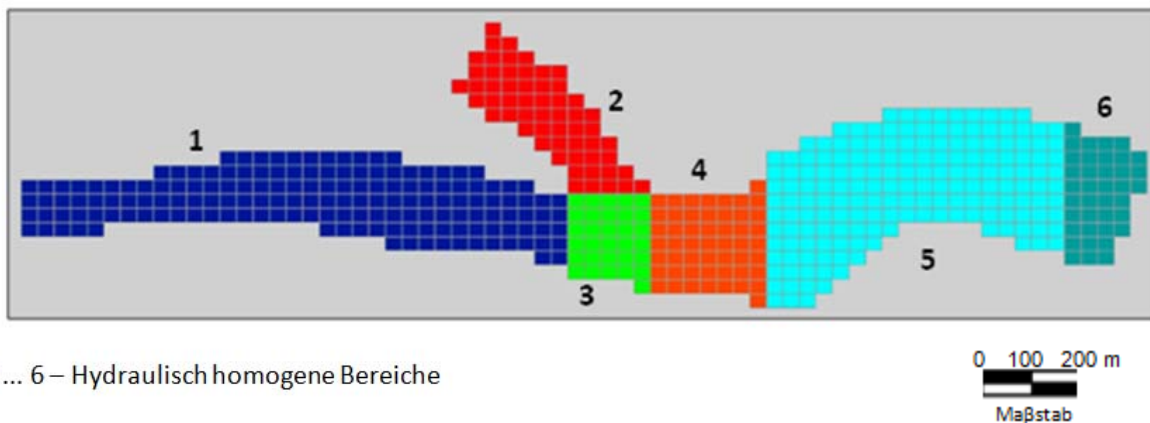
Beide Parameter hängen im Wesentlichen vom Porenraum bzw. der Korngrößenverteilung und den Kornstrukturen des Aquifers ab. Einfluss nehmen auch Eigenschaften des Fluides, insbesondere die Viskosität, die hier als konstant betrachtet werden kann (*Mull und Holländer, 2002*).

Wie oben erwähnt, setzt sich der alluviale Grundwasserleiter im vorliegenden Fall vorwiegend aus Grobsand mit Beimischungen von Mittelsand sowie Fein- bis Mittelkies zusammen, was zu relativ großen Werten der hydraulischen Parameter führt, insbesondere der hydraulischen Leitfähigkeit. Die unregelmäßige räumliche Verteilung der Sande und Kiese im alluvialen System, sowie lokal auftretende linsenförmige Tonschichten lassen darauf schließen, dass weder die hydraulische Leitfähigkeit noch der nutzbare Porenraum (S_o) für die Modellanwendung als konstant betrachtet werden kann. Diese Vermutung wurde durch die ersten Modellanwendungen bestätigt.

Infolgedessen wurde der hier betrachtete alluviale Aquifer Catolé do Rocha nach ausführlicher Analyse seiner geologischen und topographischen Verhältnisse in mehrere Abschnitte unterteilt, denen unterschiedliche Parameterwerte zuzuordnen waren. Die an drei verschiedenen Orten des Grundwasserleiters durchgeführten Pumpversuche (s. Tabelle 4.1) wurden als Ausgangspunkt für die Feststellung von Parameterbandbreiten für jeden Abschnitt genutzt.

Für die Auswahl in hydraulischer Hinsicht ausreichend homogener Abschnitte wurden auch andere Aspekte berücksichtigt. Auf Grund der üblichen Sedimentationsprozesse in Oberflächengewässern ist generell davon auszugehen, dass die So- und kf- Werte stromabwärts zunehmen. Weitere Kriterien, wie die Tiefe und Breite der Festgesteine an den Systemrändern, wurden ebenfalls bei der Auswahl berücksichtigt.

Zur endgültigen Festlegung der hydraulisch homogenen Bereiche wurde abschließend das numerische Modell eingesetzt. Dabei wurden insbesondere die Grundwasserstandsänderungen in Abhängigkeit von Größe und Anzahl der gewählten Systemabschnitte näher untersucht und mit den Messdaten verglichen. Dieser Vorgang kann als Vorkalibrierung angesehen werden. Abbildung 4.9 stellt das Endergebnis der Vorkalibrierung dar und zeigt die Gliederung des untersuchten Grundwasserleiters in 6 homogene Bereiche.



1 ... 6 – Hydraulisch homogene Bereiche

Abb. 4.9 Gliederung des alluvialen Aquifers in 6 homogene Bereiche in Hinblick auf Durchlässigkeit und Speichereigenschaften (s. nachfolgende Tabellen)

Die Kalibrierung selbst besteht in der Festlegung der korrekten Parameterwerte für jeden Bereich. Bei der Eichung wird folgendermaßen vorgegangen:

Ausgehend von den gesammelten Informationen (topographischen und geologischen Erkundungen, Ergebnisse der Pumpversuche usw.) werden innerhalb einer gewissen Bandbreite räumlich verteilte Werte der Durchlässigkeit und des nutzbaren Porenraums für die festgelegten homogenen Bereiche des Aquifers so lange variiert, bis zwischen den gemessenen und vom mathematischen Modell berechneten Grundwasserständen eine hinreichend gute Übereinstimmung gefunden wird. Hierbei ist zwischen stationären und instationären Fällen zu unterscheiden.

Beim einfacheren stationären Fall, der zeitunabhängig ist, genügt eine einzige räumlich verteilte Messung der Grundwasserspiegelhöhen, welche den stationären Zustand zuverlässig darstellt, zur Modelleichung.

Im Gegensatz dazu steht beim instationären Fall die Übereinstimmung der zeitlichen Änderung der Messdaten mit den Simulationsergebnissen im Vordergrund. Für die Kalibrierung können die gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien verwendet werden.

Zum zweiten Fall zählt die Modellkalibrierung für den Aquifer Catolé do Rocha, der eine rasche Fluktuation der Grundwasserstände aufweist, sowohl während der Regen- als auch der Trockenzeit.

Die Randbedingungen des Modells waren in Übereinstimmung mit dem instationären Systemverhalten festzulegen. Die seitlichen und unteren Grenzen des alluvialen Systems, die aus undurchlässigem Festgestein bestehen, sind modelltechnisch als Randbedingung zweiter Art (Neumann-Bedingung) zu verstehen. An diesen undurchlässigen Systemrändern ist die Grundwasserströmung natürlich Null.

Für die drei Öffnungen des alluvialen Systems (s. Abb. 4.6) sind Randbedingungen der dritten Art nach Cauchy anzusetzen, die bei Finite-Differenzen-Modellen durch das Leakage-Prinzip dargestellt werden. An diesen drei Querschnitten sind Systemzufluss bzw. -abfluss vom Piezometergradienten im Grenzbereich abhängig.

Das Software-Paket PMpro bietet für die Definition der Cauchy-Bedingung spezielle „general-head boundary“ Routinen an, die durch die Festlegung der Piezometerhöhe außerhalb der Randzellen und Vorgabe des Durchlässigkeit bzw. Leakage-Faktors in Abhängigkeit vom berechneten Grundwasserstand den Systemzufluss und -abfluss simulieren. Die benötigten Parameter wurden aus den Grundwasserstandsmessungen und weiteren Felduntersuchungen abgeleitet.

Als Kalibrierungszeitraum wurde zunächst eine Trockenzeit ausgewählt, da hier kein Austausch mit Oberflächenwasser zu berücksichtigen ist. Jegliche Art von Grundwasserneubildung, sei es über den Oberflächenabfluss oder aus direktem Niederschlag, kann für diesen Zeitraum vernachlässigt werden.

Der gewählte Zeitraum beträgt 4,5 Monate und umfasst die Trockenzeit des Jahres 1986, vom 07.09.1986 bis zum 22.02.1987. Abbildung 4.10 zeigt die Entwicklung der Ganglinien in den Beobachtungsbrunnen während der ausgewählten Trockenzeit, die für die Modellkali-

brierung genutzt wurde. In Abbildung 4.4 war die Entwicklung der Grundwasserstandsganglinien über die gesamte zur Verfügung stehende Beobachtungszeit dargestellt.

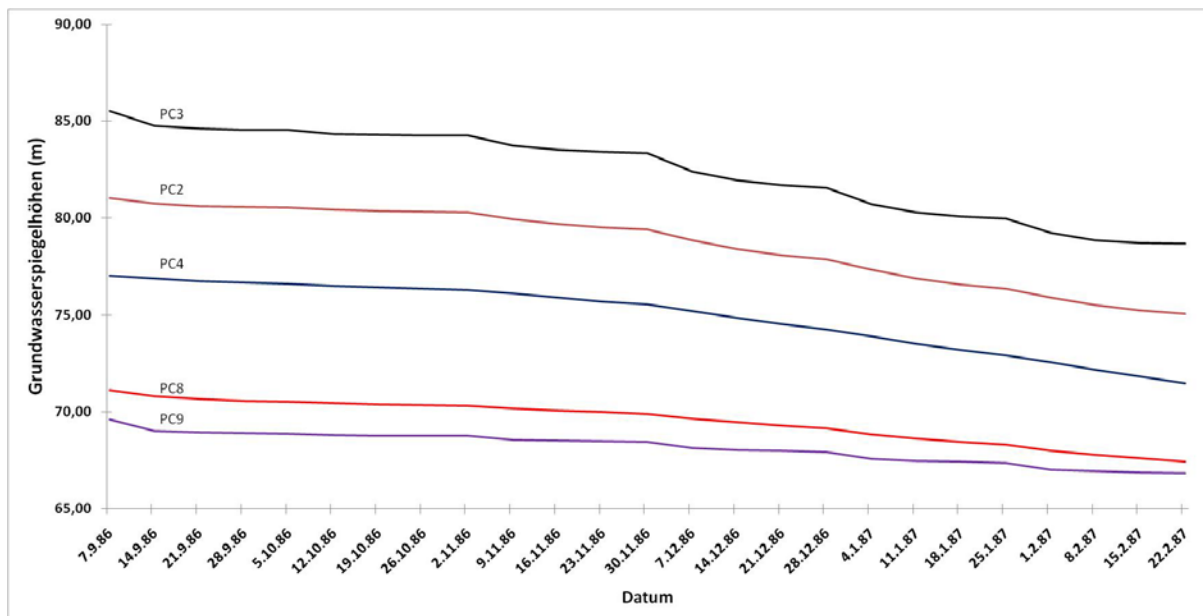


Abb. 4.10 Grundwasserstandsganglinien während der Trockenzeit 1986, die für die Modellkalibrierung ausgewählt wurden

Die Standrohrspiegelhöhen in den Beobachtungsbrunnen wurden im Abstand von 7 Tagen gemessen. Die Modellausgabe wurde entsprechend angepasst.

Die iterative Modellkalibrierung stößt bei dieser Art von flachen, örtlich begrenzten Aquifersystemen häufig auf Konvergenzprobleme bei der Berechnung der Standrohrspiegelhöhen, erfordert permanente manuelle Korrekturen und ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Nachdem iterative Vorgehensweisen auch hier zu keinen zufriedenstellenden Ergebnissen führten und zudem mit enormem Zeitaufwand durchgeführt wurden, musste der Kalibrierungsprozess auf „trial-and-error“ begrenzt werden.

Das Computerprogramm PEST „Parameter ESTimation“ konnte jedoch in der folgenden Weise eingesetzt werden. Jeder Zeitschritt bzw. Zeitpunkt des instationären Strömungsvorgangs mit den jeweiligen in den Beobachtungsbrunnen gemessenen Grundwasserständen wurde als ein stationärer Fall betrachtet. Das Computerprogramm PEST wurde dann eingesetzt, um die Durchlässigkeit des Aquifers unter näherungsweise stationären Bedingungen zu ermitteln.

Tabelle 4.4 enthält die Durchlässigkeiten, die für vier Messungen des Grundwasserstands im Abstand von 7 Tagen bei Anwendung von PEST für die ausgewählten 6 hydraulisch homo-

genen Bereiche ermittelt wurden. Der Anfang der Messreihe wird durch $t=0$ dargestellt. Die letzte Spalte der Tabelle fasst die Ergebnisse als Mittelwert zusammen.

Tab. 4.4 Kalibrierte K_f -Werte für die 6 hydraulisch homogenen Bereiche (4 Zeitpunkte- ZtP)

Bereich	K_f (m/d) - $t=0$	K_f (m/d) - 7d	K_f (m/d) - 14 d	K_f (m/d) - 21 d	K_f (m/d) - 4 ZtP
1	291,56	331,75	389,29	385,81	349,60
2	352,34	339,56	438,98	361,70	373,15
3	360,36	372,58	377,83	341,02	362,95
4	244,36	121,41	287,65	323,91	244,33
5	304,44	340,13	319,67	343,10	326,84
6	532,53	946,60	760,68	933,01	793,21

Nach den Ergebnissen der Tabelle 4.4 würde der Durchlässigkeitsbeiwert jedes als homogen betrachteten Aquiferbereichs relativ großen Variationen während des Untersuchungszeitraums unterliegen. Mit Ausnahme der Bereiche 2 und 3 nehmen die berechneten Werte mit der Zeit ständig zu. Diese Tendenz kann verdeutlicht werden, wenn der Betrachtungszeitraum auf weitere Messzeiten erweitert wird (Tabelle 4.5).

Die Ergebnisse der beiden Tabellen weisen auf eine Zeitabhängigkeit der hydraulischen Parameter hin. Ein Grund dafür könnte die kleine und trotzdem veränderliche Aquifermächtigkeit solcher Systeme sein. Der in der Trockenzeit permanent sinkende Grundwasserspiegel des ungespannten Grundwasserleiters im Zusammenhang mit der lithologischen Variation der alluvialen Ablagerungen könnte dazu führen, dass die Durchlässigkeit mit fallendem Grundwasserspiegel ansteigt. Das würde auch den natürlichen Sedimentationsprozessen entsprechen, wonach die größeren Sedimentteilchen die tiefsten und folglichere durchlässigeren Schichten bilden.

Tab. 4.5 Mittlere berechnete K_f -Werte für 4, 8 und 12 Messzeitpunkte

Bereich	K_f (m/d)– 4 ZtP	K_f (m/d)– 8 ZtP	K_f (m/d)– 12 ZtP
1	349,60	383,38	407,86
2	373,15	415,73	564,92
3	362,95	366,57	473,17
4	244,33	300,41	324,12
5	326,84	404,09	463,37
6	793,21	810,62	956,01

Im Rahmen der praktischen Modellierung können diese Überlegungen allerdings nicht berücksichtigt werden. Dazu wären umfangreichere Feldmessprogramme, die Einführung wei-

terer Modellparameter und demzufolge sehr aufwendige Modellrechnungen notwendig, mit negativen Auswirkungen auf Konvergenz und Stabilität der Lösungen (*Anderson und Woessner, 2002*). Für den betrachteten instationären Fall wurde daher sukzessives Probieren und Korrigieren „von Hand“ als geeignetes Kalibrierungsverfahren eingesetzt. Der Vorgang ist ebenfalls mit gewissem Aufwand verbunden, fördert jedoch das Systemverständnis. Beispielsweise wurde im Rahmen der manuellen Kalibrierung deutlich, dass der Speicherkoeffizient bzw. nutzbare Porenraum großen räumlichen Variationen unterliegt, mit großem Einfluss auf das Aquiferverhalten.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die relativ kleinen Dimensionen des alluvialen Grundwasserleiters, vor allem seine Mächtigkeit sowie die räumliche Änderung der Lithologie (Anwesenheit von begrenzten Schichten, Variation der Korngrößenverteilung) und beträchtliche zeitliche Schwankungen der freien Grundwasseroberfläche eine besondere Herausforderung bei der Bestimmung der hydraulischen Parameter eines alluvialen Aquifers darstellen.

Hydraulische Leitfähigkeiten und Speicherkoeffizienten bzw. nutzbare Porenvolumina wurden in mehreren Untersuchungsschritten zusammen kalibriert. Dabei wurde neben den Ergebnissen der Pumpversuche auf folgende Gleichung nach Marotz (*Höltling, 1996*) zurückgegriffen:

$$P = 0,462 + 0,045 \ln K_f \quad (8)$$

mit

P - nutzbares Porenvolumen

K_f - Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)

Die für den nutzbaren Hohlraumanteil ermittelten Werte lagen im Allgemeinen zwischen den niedrigeren Werten der Pumpversuche (Tabelle 4.1) und den durch die obige Gleichung auf der Grundlage der Durchlässigkeit ermittelten höheren Werte.

Die folgende Tabelle 4.6 stellt die Ergebnisse der Modellkalibrierung für die beiden Parameter sowie die 6 Bereiche des Aquifersystems zusammen.

Tab. 4.6 Ergebnisse der Modellkalibrierung für den Durchlässigkeitsbeiwert und den Speicherkoeffizienten

Bereich	K (m/s)	n ₀ %
1	0,00347	15,7
2	0,00370	16,0
3	0,00390	16,1
4	0,00405	16,4
5	0,00556	17,8
6	0,00463	17,0

Abbildung 4.11 zeigt die gemessenen und simulierten Grundwasserstandsganglinien an einigen ausgewählten Brunnen nach Abschluss der Modellkalibrierung. Das Modell berechnet die Piezometerhöhe im Abstand von 7 Tagen. Damit ergeben sich für den ausgewählten Kalibrierungszeitraum vom 7. September 1986 bis 21. Februar 1987 160 Vergleichswerte für jeden Beobachtungsbrunnen. Die Brunnenzuordnung kann den nachfolgenden Abbildungen entnommen werden.

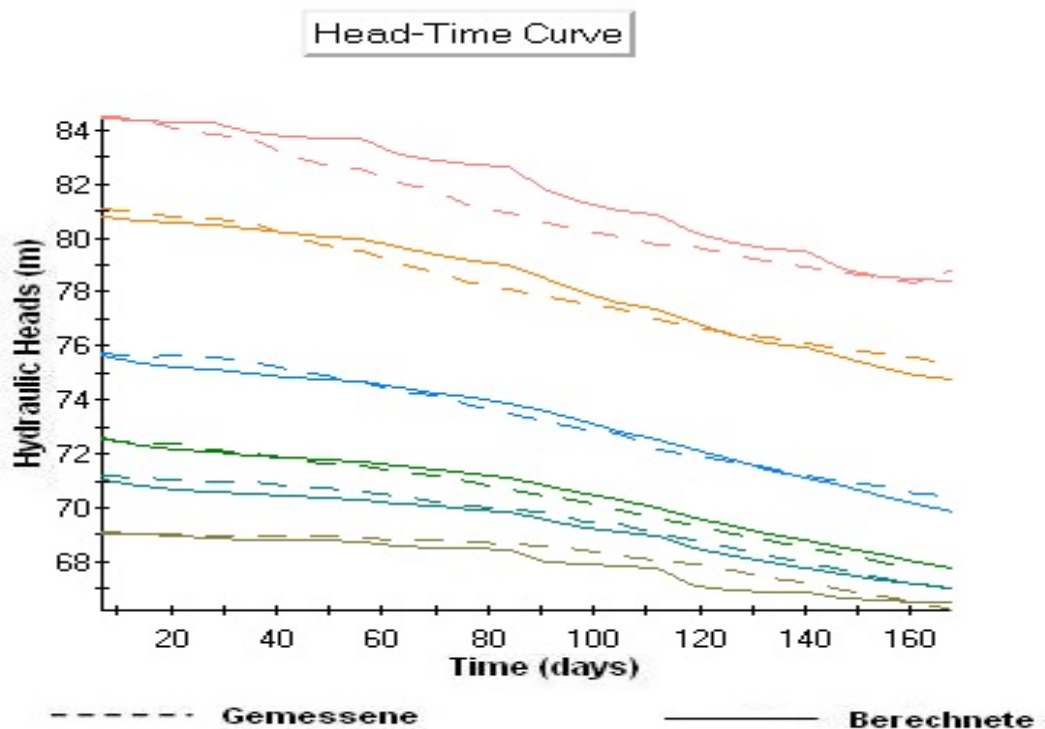


Abb. 4.11 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach der Modellkalibrierung

Abbildungen 4.12 bis 4.14 zeigen für jeden Beobachtungsbrunnen einen detaillierten Vergleich der Mess- mit den Simulationsergebnissen nach der Modellkalibrierung. Die beste Annäherung an die Messdaten wurde an den Brunnen erreicht, die etwa in der Mitte des Modellaums angeordnet waren. Hier können beispielsweise PC5 und PC6 genannt werden. Auch für die Beobachtungsbrunnen PC7 und PC8 konnten, trotz ihrer Nähe zum Systemausgang, sehr gute Ergebnisse erzielt werden. Im Gegenteil dazu zeigen PC3 und PC9 die größten Abweichungen zwischen gemessener und simulierter Ganglinie. Hier zeigt sich ein Zusammenhang zur Randbedingung dritter Art (Cauchy), der im Folgenden diskutiert wird.

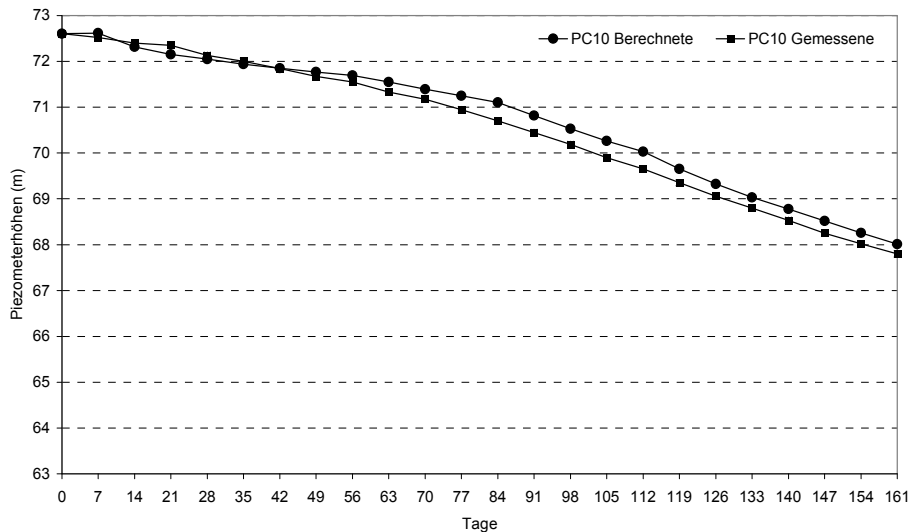
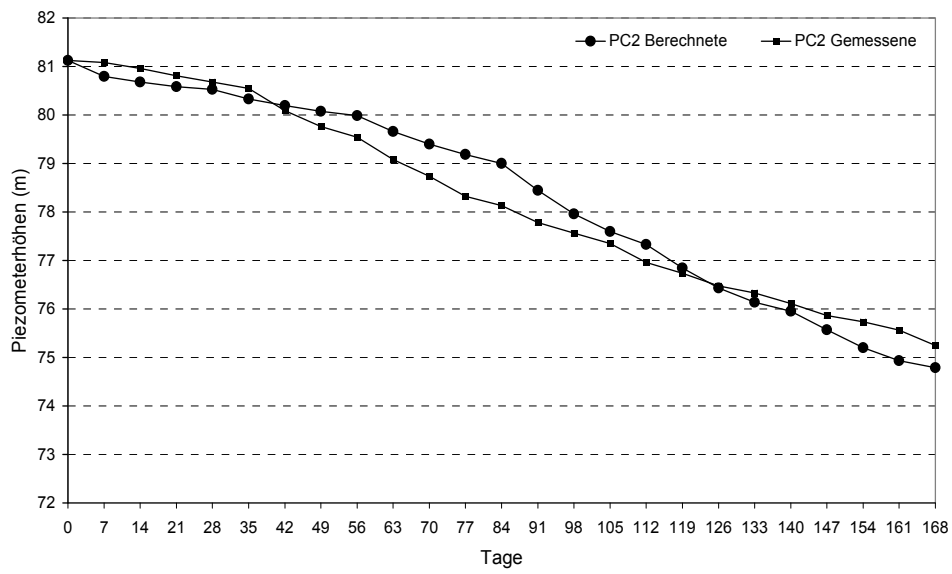


Abb. 4.12 PC10 – Vergleich der gemessenen und berechneten Ganglinie (Trockenzeit 1986)

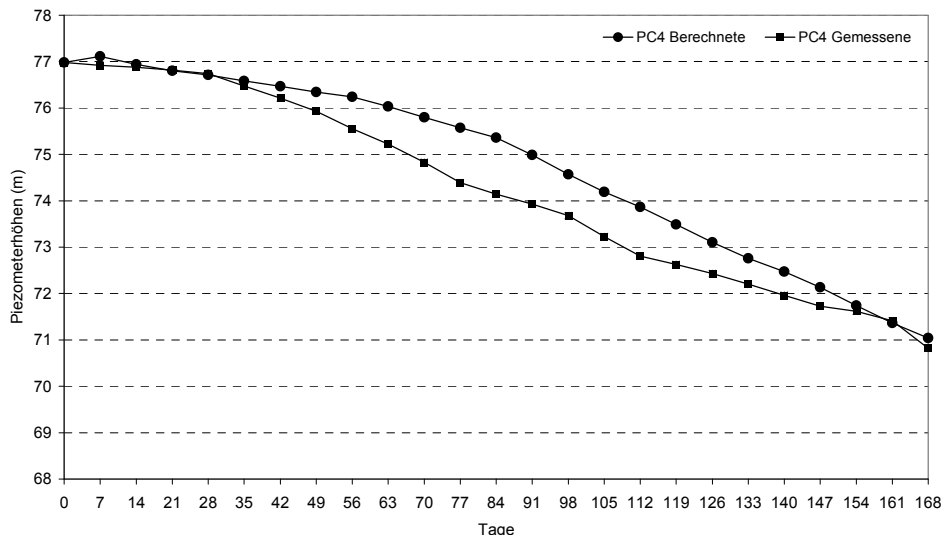
Die stromauf und -abwärts an den Zu- und Abflussrändern des Modells zu etablierenden Randbedingungen erschweren nicht nur den Modellaufbau, sondern auch die Modellkalibrierung. Im vorliegenden Fall einer instationären Strömung variieren Grundwasserzufluss und -abfluss und damit die Grundwasserspiegelhöhen an den entsprechenden Rändern. Solche Randbedingungen lassen sich beim PMpro entweder durch die Einführung von Quell- oder Senkentermen, oder durch variable Piezometerhöhen, sogenannte „general-head-boundaries“ in den Randzellen simulieren.

Das letztgenannte Verfahren wurde bei der Modellierung des alluvialen Aquifers Catolé do Rocha eingesetzt. Die Festlegung der variablen Piezometerhöhen des „general-head boundary“-Verfahrens orientiert sich an den gemessenen Grundwasserständen der Brunnen PC3 und PC9, die nahe am Systemrand liegen.

A.



B.



C.

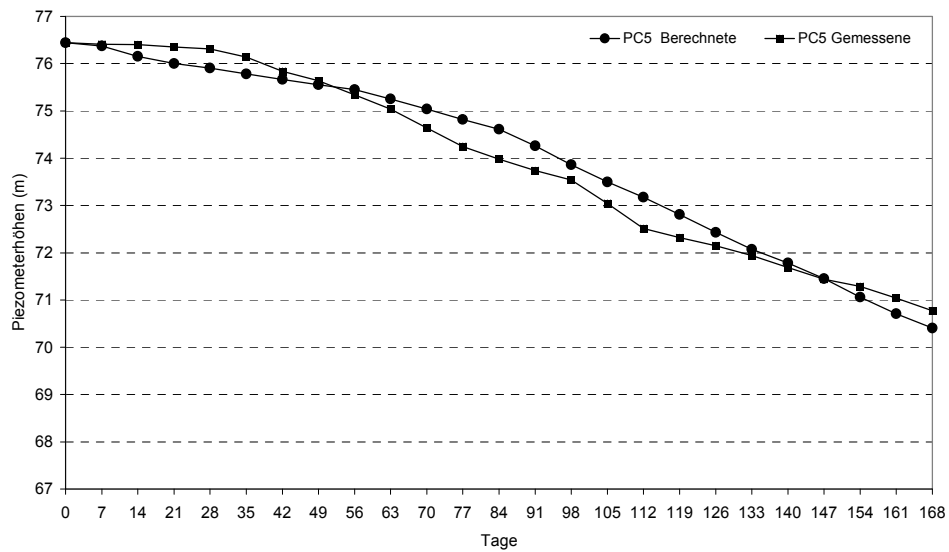
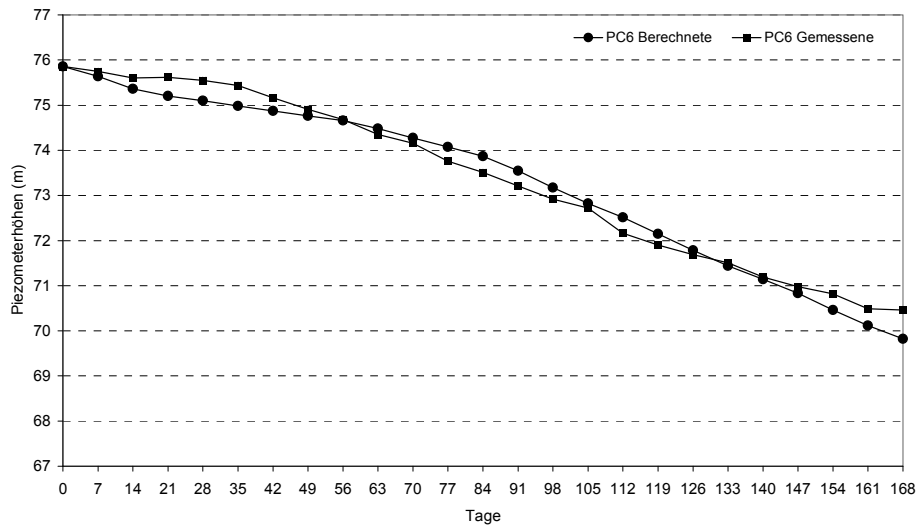
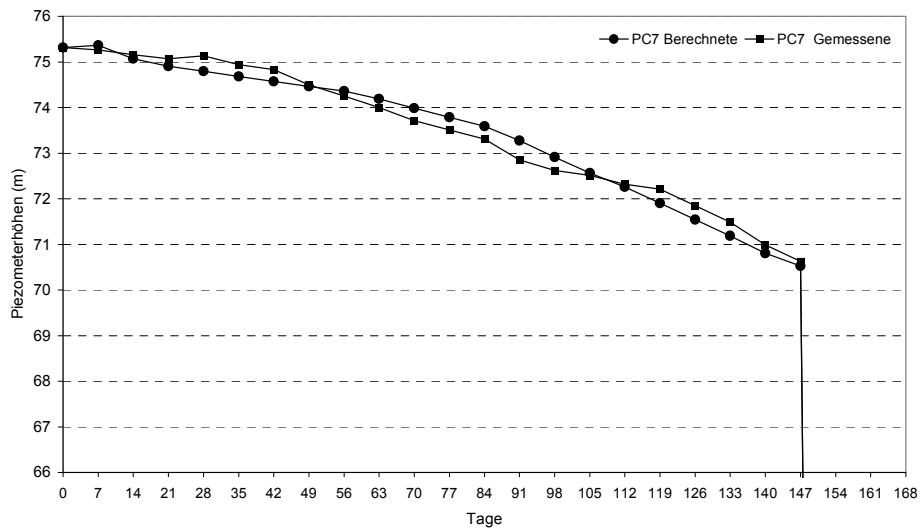


Abb. 4.13 PC2, 4 und 5: Gemessene und berechnete Ganglinien (Trockenzeit 1986)

A.



B.



C.

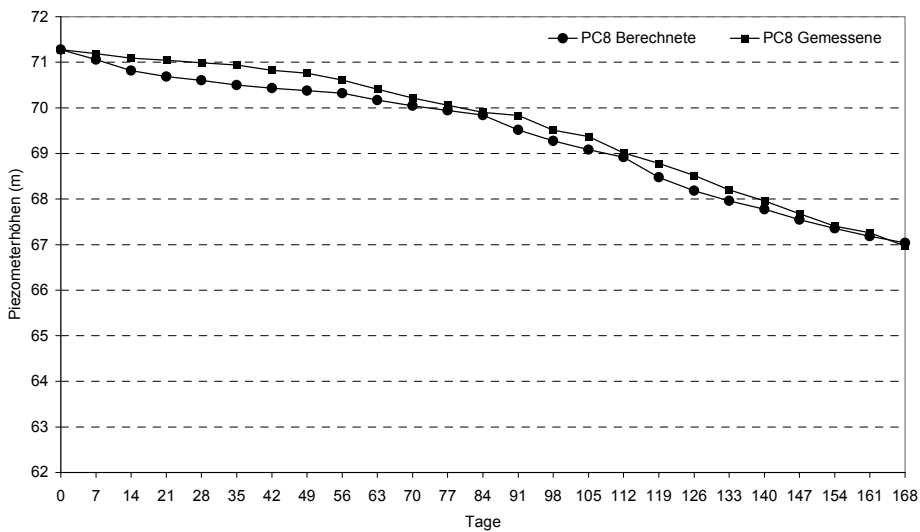


Abb. 4.14 PC6, 7 und 8: Gemessene und berechnete Ganglinien (Trockenzeit 1986)

Der nächste Kalibrierungsschritt setzt sich mit den auf den Vorfluter bezogenen Parametern auseinander, die die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser in alluvialen Aquifern semiarider Regionen bestimmen. Hier ist insbesondere die Grundwasserneubildung zu erwähnen, die während der Regenzeit stattfindet. Während der Trockenzeit findet ein Grundwasserabstrom in Richtung des Vorfluters statt, der aber auf Grund der vorherrschenden klimatischen und hydrologischen Bedingungen auf relativ kurze Zeit begrenzt ist.

Der bislang betrachtete, von Anfang September bis Mitte Februar andauernde Simulationszeitraum entspricht dem Ende der Trockenzeit. Während dieser Zeit liegt der Grundwasserspiegel i.d.R. tiefer als das Flussbett. Ein Grundwasserabstrom Richtung Fluss konnte daher bei den bisherigen Kalibrierungsrechnungen vernachlässigt werden. Der Fluss selbst wurde daher nicht simuliert.

In einem zweiten Kalibrierungsschritt wurde der erste Teil der Trockenzeit, d.h. der Zeitraum von Juni bis August, in die Simulationsrechnungen mit einbezogen. Zur Simulation der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser mussten der Vorfluter und seine Eigenschaften im Modell nachgebildet werden. Die dafür benötigten Daten, wie Breite, Gefälle, Höhe des Flussbetts sowie der Reibungskoeffizient nach Manning konnten auf der Grundlage von Feldbegehungen gemessenen oder geschätzt werden.

Der hydraulische Widerstand der Flusssohle (hydraulische Durchlässigkeit des Flussbettes) war nun als einziger Parameter zu kalibrieren, wobei die bereits für den Durchlässigkeitsbeiwert und Speicherkoeffizient des Aquifers gefundenen Werte übernommen wurden.

Sowohl in der ersten als auch in dieser zweiten Phase der Modelleichung wurden die beobachteten Ganglinien sämtlicher Beobachtungsbrunnen berücksichtigt. Die Untersuchungen zur Modelleichung ergaben, dass das alluviale Grundwassersystem sehr empfindlich auf Parameteränderungen reagiert.

In der zweiten abschließenden Phase der Modellkalibrierung wurde diesmal die gesamte Trockenzeit vom 6. Juni 1986 bis 21. Februar 1987 berücksichtigt, die über den bisherigen Kalibrierungszeitraum deutlich hinausgeht. Der erweiterte Simulationszeitraum beträgt 254 Tage. Die Kalibrierungsrechnungen ergaben für die hydraulische Leitfähigkeit des Flussbettes einen Wert von $250 \text{ m}^2/\text{d}$. Die Abbildungen der folgenden Seiten stellen die berechneten den in den Beobachtungsbrunnen gemessenen Wasserstandsganglinien gegenüber.

Abbildung 4.15 zeigt beispielhaft einen Ausgabeplot des Computerprogramms PMWINpro. Den Abbildungen 4.16 bis 4.18 sind dann in detaillierter Form die Ergebnisse der Modellkalibrierung zu entnehmen.

Die relativ großen Abweichungen der berechneten von der gemessenen Ganglinie im Fall von PC4 und in geringerem Umfang bei PC2 und PC5 (s. Abb. 4.16), sind vermutlich auf den Brunnenbetrieb während der Trockenmonate zurückzuführen. Die entsprechenden Wasserentnahmen sind in ihrer Menge zwar unbekannt, jedoch so gering und unregelmäßig, dass sie bei den Modellrechnungen vernachlässigt wurden.

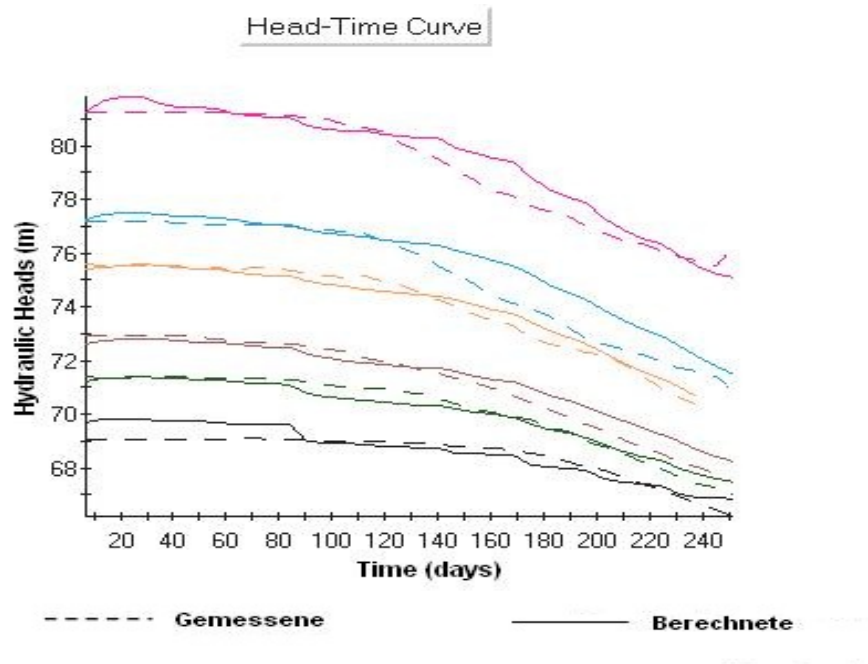


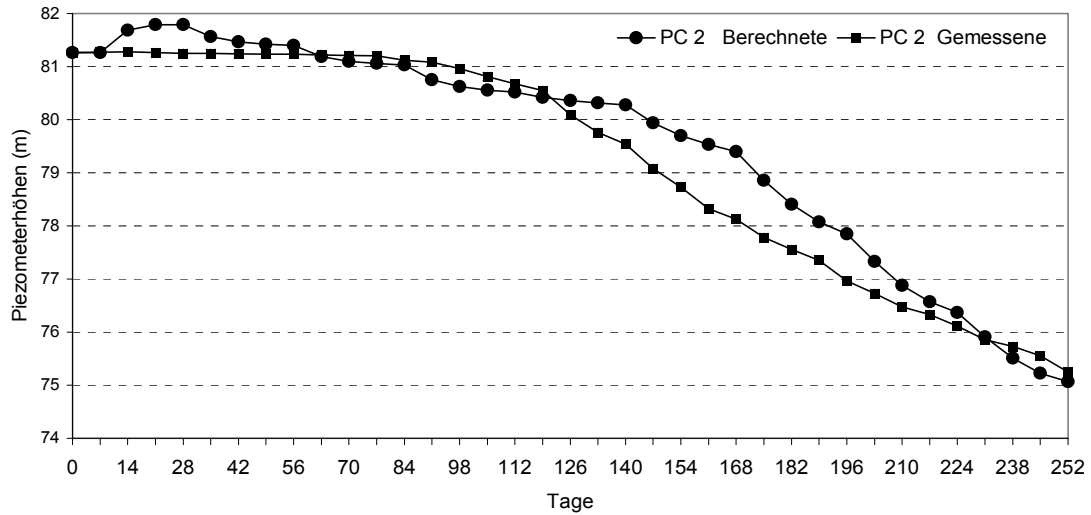
Abb. 4.15 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach der Modellkalibrierung (Zweite Eichung)

Abbildung 4.19 zeigt den Vergleich der gemessenen mit den berechneten Grundwasserständen für sämtliche Brunnen und Messzeitpunkte in Form eines Dispersionsdiagramms, das sich deutlich der prinzipiell zu erwartenden Regressionsgerade annähert.

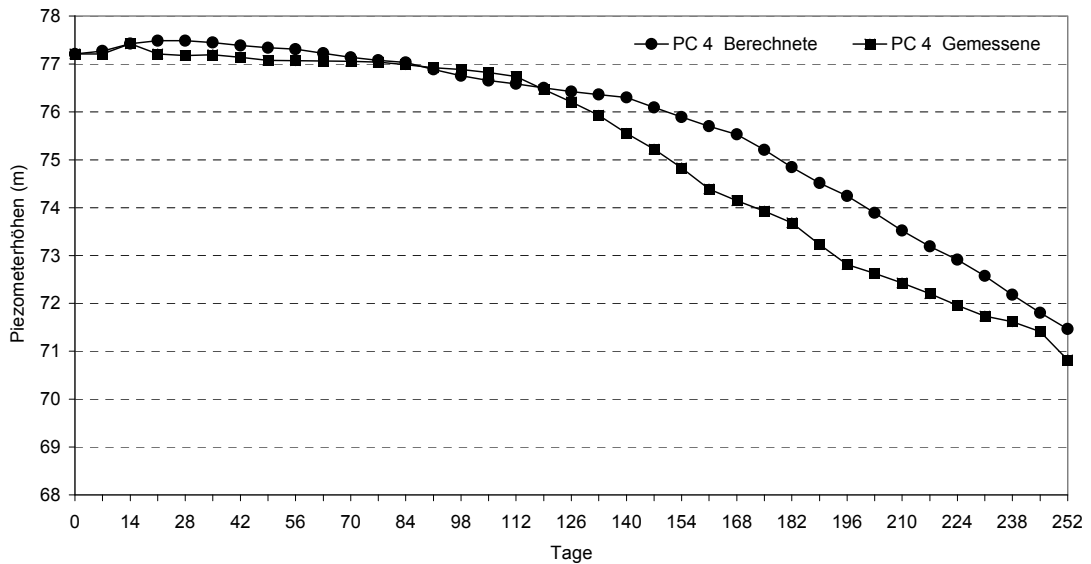
Der Korrelationskoeffizient r erreicht 0,9926 und die Varianz Var , als mittlere quadratische Abweichung der berechneten von den gemessenen Werten beträgt nur 0,22. Beide Werte weisen auf eine zufriedenstellende Kalibrierung hin.

Der Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Piezometerhöhen in Form von Isolien spielte bei der Kalibrierung nur eine unterstützende Rolle, da die Darstellung der Isolien auf Grund der ihr zugrundeliegenden Interpolationsprozesse eine zusätzliche Fehlerquelle darstellt.

A.



B.



C.

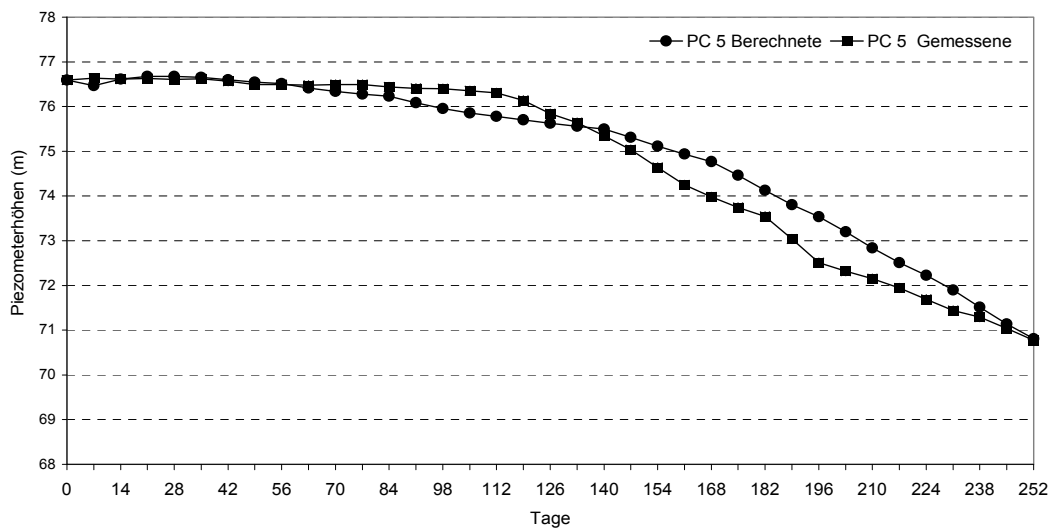
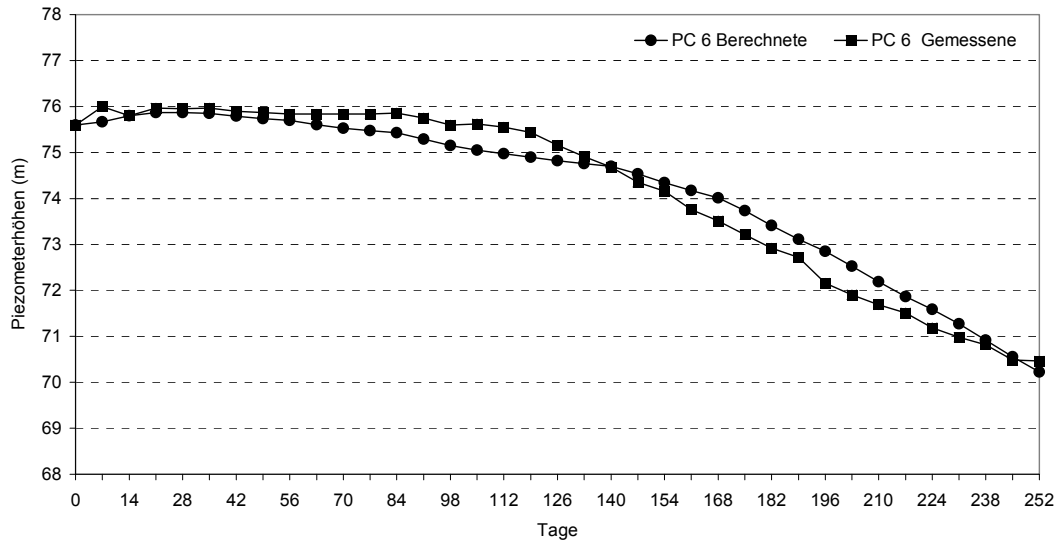
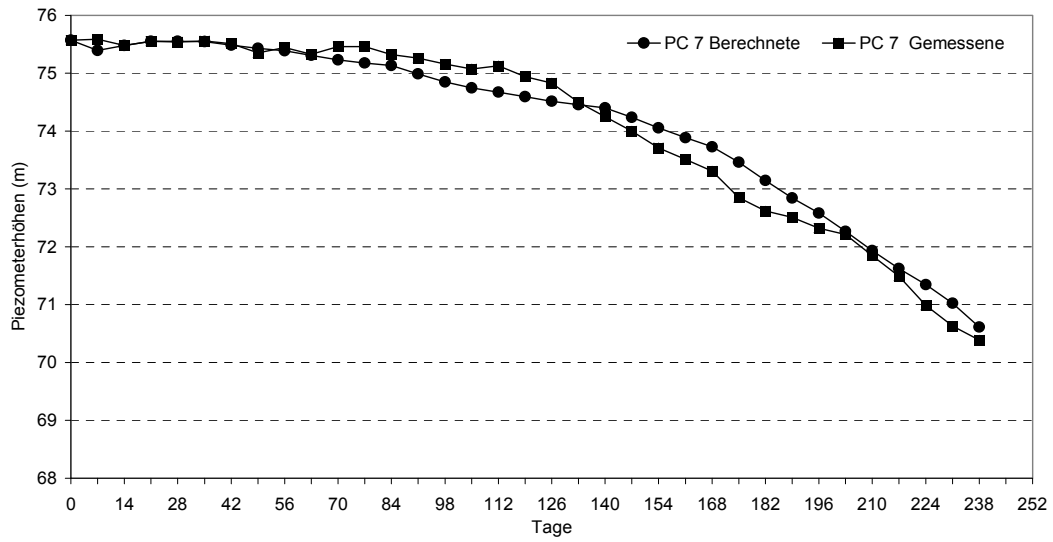


Abb. 4.16 PC2, 4 und 5 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung: erweiterte Trockenzeit 1986)

A.



B.



C.

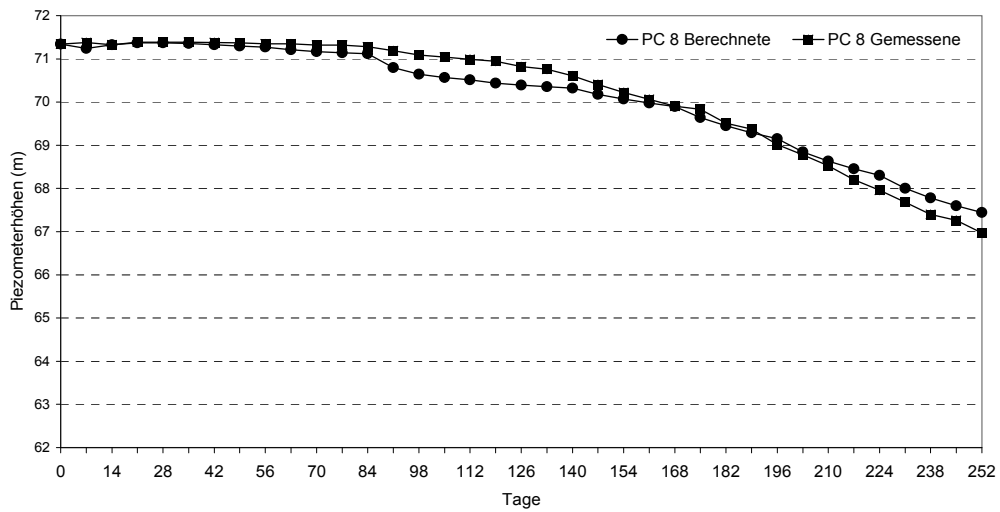


Abb. 4.17 PC6, 7 und 8 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung: erweiterte Trockenzeit 1986)

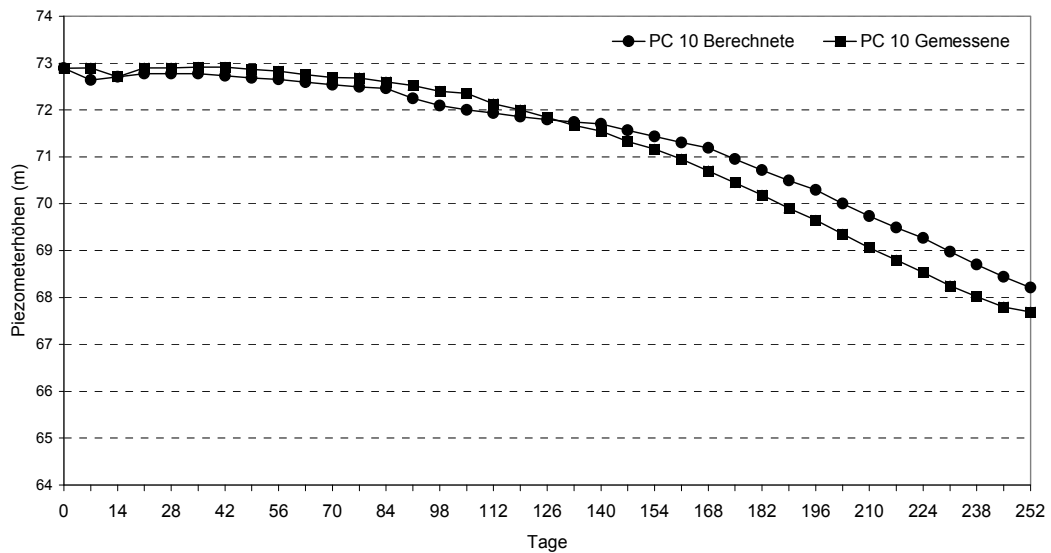


Abb. 4.18 PC10 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Zweite Eichung: erweiterte Trockenzeit 1986)

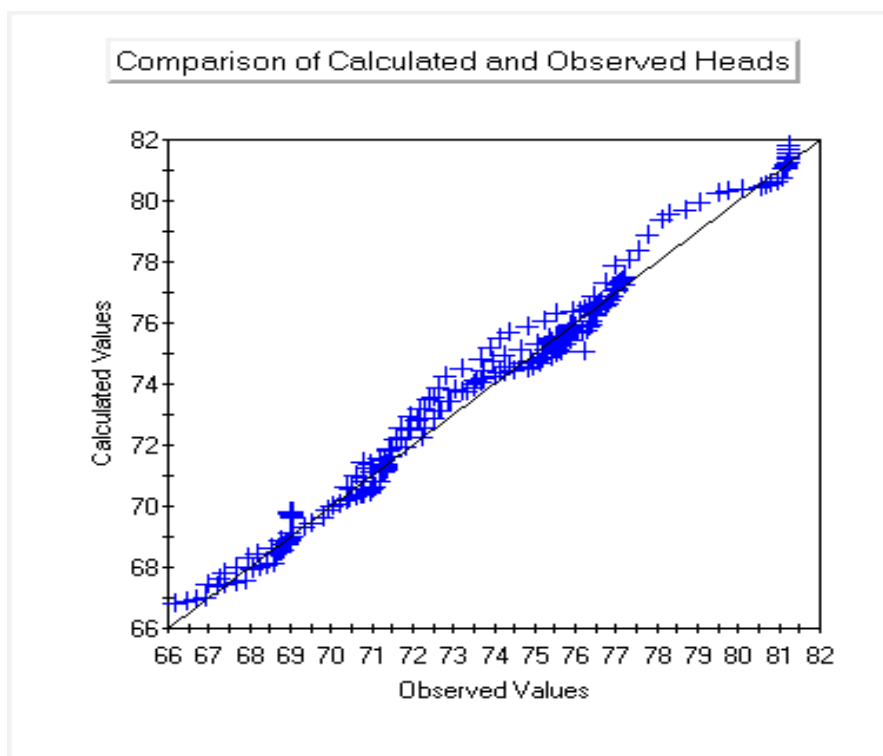


Abb. 4.19 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (Zweite Eichung), $r = 0,9926$; $Var = 0,22$

4.2.2.2 Modellvalidierung

In gewisser Weise wurde das Modell bereits während der zweiten Phase der Modellkalibrierung validiert, da der Simulationszeitraum gegenüber der ersten Phase deutlich erweitert wurde und die zuvor bestimmten Durchlässigkeiten und nutzbaren Porenräume bestätigt werden konnten.

Zur vollständigen Modellvalidierung wurden die gemessenen Standrohrspiegelhöhen der darauffolgenden Trockenzeit des Jahres 1988 verwendet. Der Simulationszeitraum beginnt damit am 10. Juli 1988 und endet am 19. März 1989. Wie die folgenden Abbildungen 4.20 bis 4.23 belegen, kommt es zu einer zufriedenstellenden Annäherung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen. Auch der zeitliche Trend der Grundwasserstandsänderung wird gut wiedergegeben.

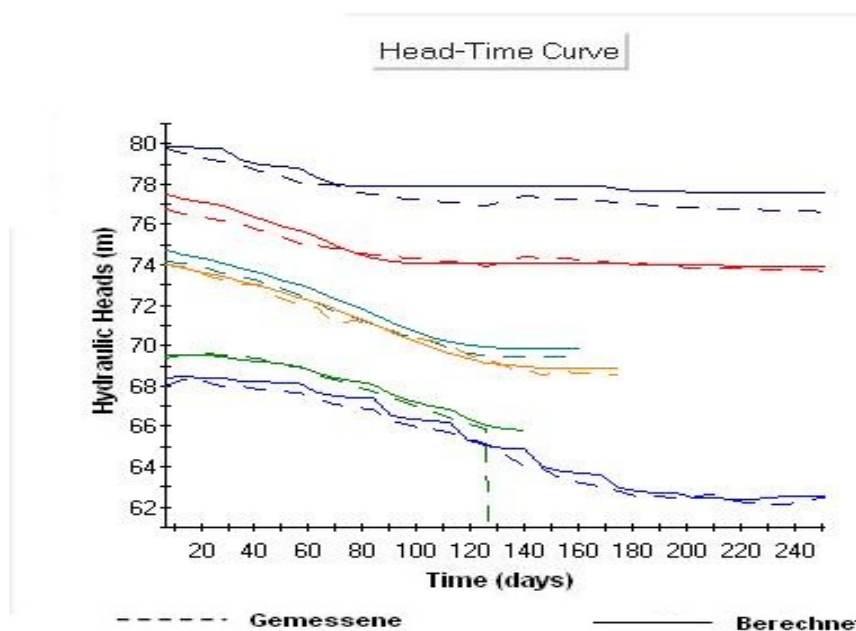


Abb. 4.20 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen im Rahmen der Modellvalidierung (Trockenzeit 1988)

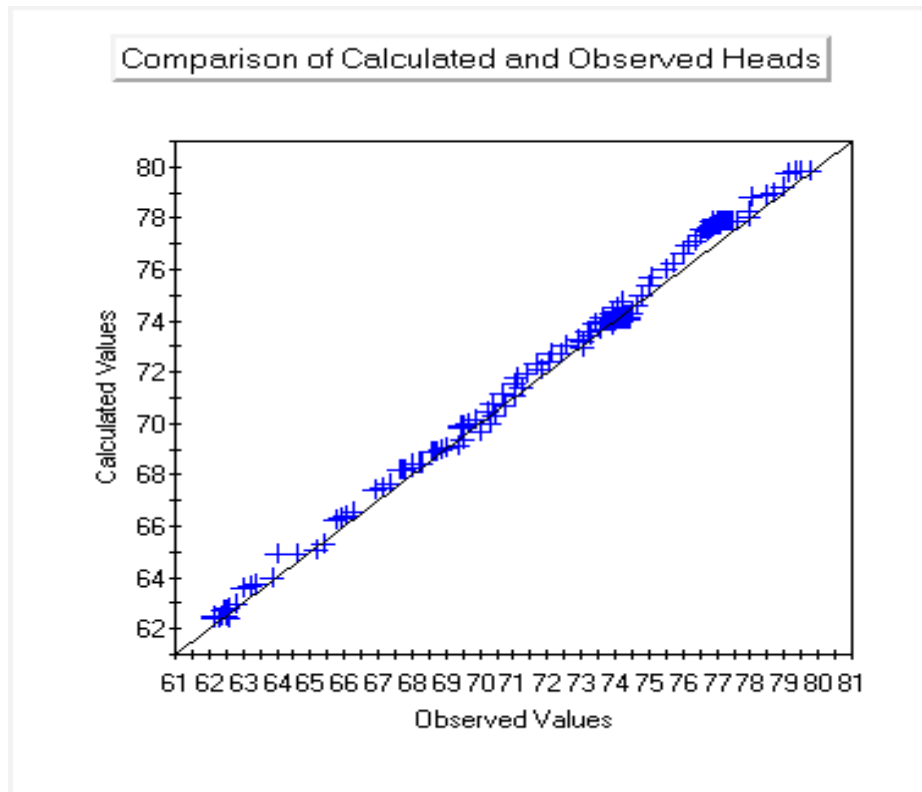


Abb. 4.21 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände (Modellvalidierung), $r = 0,9981$ und $Var = 0,19$

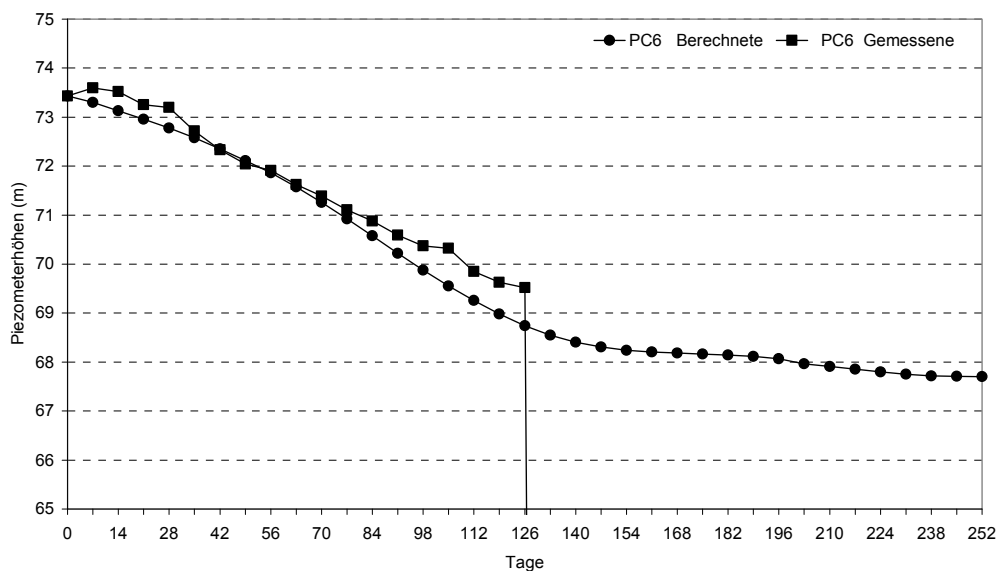
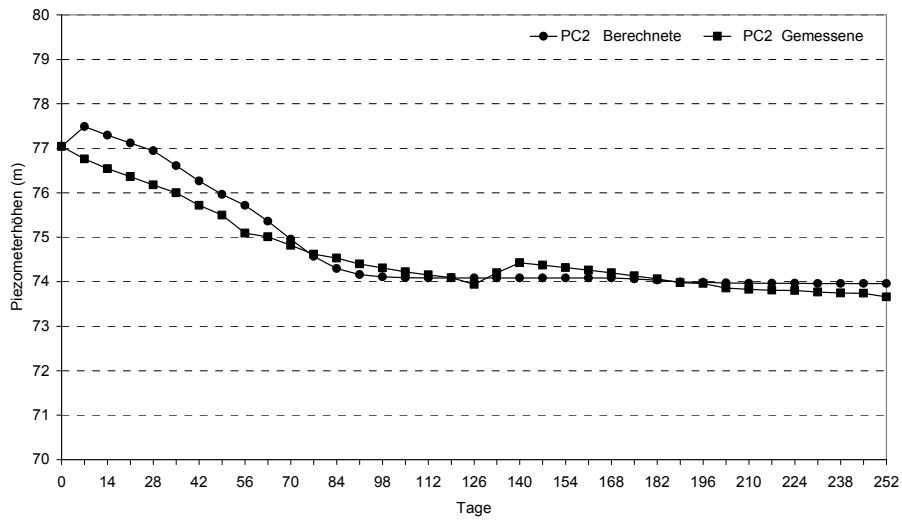
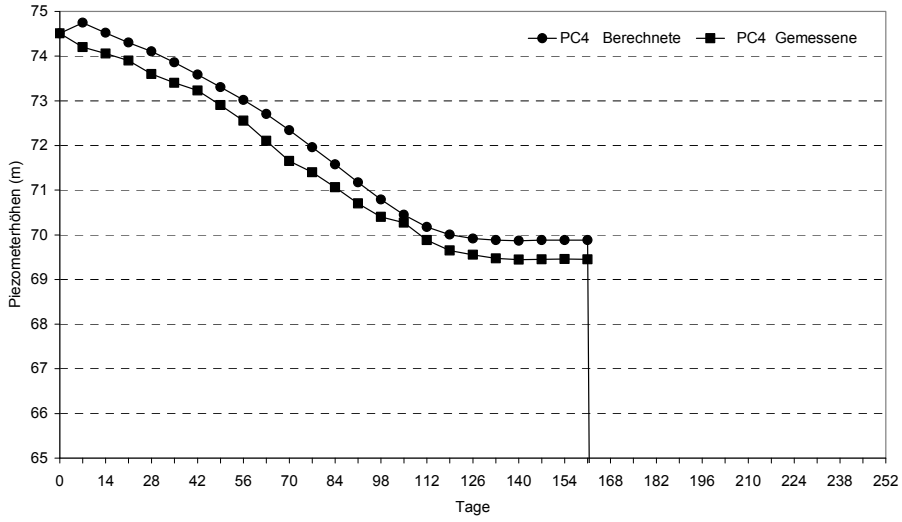


Abb. 4.22 PC6 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Validierung)

A.



B.



C.

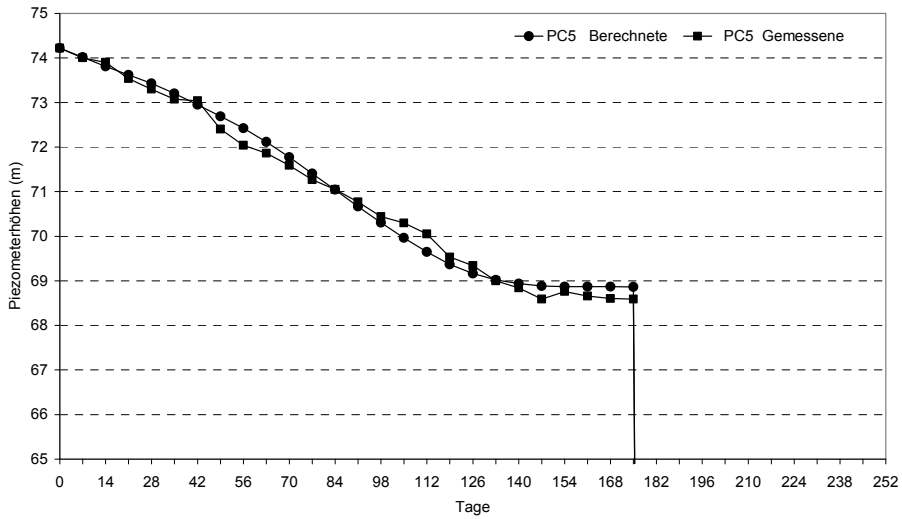


Abb. 4.23 PC2, 4 und 5 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Validierung)

An dieser Stelle soll kurz auf die Bedeutung der Anfangsbedingung, insbesondere bei der Modellierung flacher alluvialer Aquifern, eingegangen werden.

Die Lösung der Differenzgleichung der Grundwasserströmung in den Zellen des Modellgitters hängt überwiegend von den Piezometerhöhen der Zellen zu Beginn des Simulationszeitraums ab, die als Anfangsbedingung in die Modellrechnungen eingehen. Diese Werte wurden nicht gemessen, sondern durch Interpolation berechnet. Unterschiedliche Interpolationsverfahren und Messnetze führen zu unterschiedlichen Anfangsbedingungen und folglich zu voneinander abweichenden Lösungen. Da alluviale Grundwasserleiter, wie auch im vorliegenden Fall, relativ kleine Systeme darstellen, haben die ermittelten Lösungen für die Anfangsbedingung Einfluss auf die Simulationsrechnungen und letztlich die Grundwasserbewirtschaftung. Eine sorgfältige Bestimmung der Anfangsbedingung ist daher bei solchen Systemen unerlässlich.

Im Rahmen der Modellvalidierung wurden unterschiedliche Berechnungsweisen für die Anfangsbedingung getestet. Zunächst wurden die Messdaten des 10. Juli 1988 genutzt, um durch Interpolation ein Piezometerhöhengitter zu erzeugen.

Im zweiten Fall ist die Anfangsbedingung das Ergebnis einer Simulationsrechnung für die unmittelbar vorhergehende Regenzeit 1988, nach Kalibrierung, wie im kommenden Abschnitt beschrieben. Hierauf basieren die Ergebnisse der Abbildungen 4.20 bis 4.23.

4.2.3 Modellierung in der Regenzeit

Entsprechend der Untersuchungen für die Trockenzeit war das mit MODFLOW entwickelte Grundwasserströmungsmodell auch für die Regenzeit einzusetzen und den während dieser Zeit vorherrschenden besonderen Bedingungen, insbesondere die Grundwasserneubildung betreffend, anzupassen.

Die der Anwendung für die Regenzeit zugrundeliegende Abbildung des Aquifersystems, Systemgrenzen (Modellraum) und Diskretisierung (Raster) betreffend, entspricht dem Modell, das für die Trockenzeit entwickelt wurde. Die bereits kalibrierten Aquiferparameter, der Durchlässigkeitsbeiwert und Speicherkoeffizient bzw. nutzbare Hohlraumanteil, konnten ebenfalls übernommen werden, wodurch die Simulationsrechnungen für die Trocken- und Regenzeit nun miteinander verknüpft werden können.

Im Gegensatz zur Trockenzeit handelt es sich aber bei den hydrogeologischen Prozessen in der Regenzeit nicht nur um die Entleerung des Grundwasserleiters, sondern auch um seine Wiederauffüllung durch die Grundwasserneubildung, die mit den Grundwasserströmungsprozessen in Wechselwirkung steht. Mit der Modellanwendung während der Regenzeit ist daher die Einführung und Kalibrierung weiterer Modellparameter verbunden, die eine Betrachtung des gesamten hydrologischen Einzugsgebiets erforderlich machen.

Nach Simmers (1997) wird zwischen zwei Arten der Grundwasserneubildung unterschieden. Die direkte Grundwasserneubildung entsteht durch den Anteil des Regenwassers, der unmittelbar in der ungesättigten Zone versickert und durch Perkolation die gesättigte Zone erreicht. Die indirekte Grundwasserneubildung entspricht dem Anteil des Oberflächenabflusses, der durch das Flussbett versickert und ebenfalls die Grundwasseroberfläche erreicht (s. Kap. 2.2). In semiariden Gebieten mit geringen Niederschlägen erfolgt die Grundwasserneubildung vornehmlich auf indirekte Weise (Mull und Holländer, 2002).

Auf die unterschiedlichen Methoden zur Ermittlung sowohl der direkten als auch der indirekten Grundwasserneubildung wurde bereits in Kapitel 2.2 eingegangen. Jede dieser Methode erfordert Felddaten im beträchtlichen Umfang, wodurch ihre Anwendung aufwendig ist und ein hohes Maß an Unsicherheit beinhaltet. Da die Quantifizierung der Neubildung eine wichtige Voraussetzung für die nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ist, setzt sich die Forschung auch weiterhin mit diesem Thema auseinander.

Für die Modellierung der Grundwasserneubildung während der Regenzeit wurde daher ein relativ einfaches Verfahren zur Niederschlag-Abflüsse Berechnung mit den zur Verfügung stehenden Werkzeugen des Computerprogramms PMWINpro verknüpft.

4.2.3.1 Anwendung eines Niederschlag-Abfluss-Modells

Im Rahmen der Modellierung der Grundwasserströmung bietet das Computerprogramm PMWINpro die Möglichkeit, über die Aquiferoberfläche verteilte Werte für die direkte Grundwasserneubildung mit einzubeziehen. Dies erfolgt durch Anwendung des Moduls „Recharge“.

Ein weiteres Programm-Modul, das sogenannte „Streamflow-Routing“, simuliert das Abflussverhalten des Vorfluters. Dadurch lassen sich die Wechselwirkungen zwischen Oberflächenabfluss und Grundwasser abbilden. Entsprechend der vorherrschenden Bedingungen kann es entweder zur indirekten Grundwasserneubildung durch Infiltration von Flusswasser oder zu einem Grundwasserabstrom in den Vorfluter kommen.

Zur Anwendung des Grundwasserströmungsmodells während der Regenzeit ist sowohl der Abfluss im Vorfluter als auch die Verteilung der direkten Grundwasserneubildung über die Oberfläche des Aquifers zu ermitteln.

Zur Bestimmung dieser Eingangsdaten wurde ein Niederschlag-Abfluss Modell benutzt, das sogenannte SCS-Verfahren des Soil Conservation Service, USA (*Chow et al., 1988*). Es handelt sich um ein weltweit eingesetztes empirisches Verfahren zur Bestimmung des Oberflächenabflusses eines Gebietes als effektiver, abflusswirksamer Anteil des Niederschlags (effektive Niederschlagshöhe) auf der Grundlage verschiedener Einflussfaktoren. Berücksichtigt werden u.a. der Gesamtniederschlag, die vorherrschenden Böden und die Landnutzung im Untersuchungsgebiet.

Die Hauptgleichungen des SCS-Verfahrens lauten:

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} \quad (9)$$

und

$$S = 254 \left(\frac{100}{Cn} - 1 \right) \quad (10)$$

mit

Q - Abfluss oder effektiver Niederschlagsanteil (mm)

P - Gesamtniederschlag (mm)

S – potentieller maximaler Rückhalt im Boden / Versickerung (mm)

Cn - Zahl, welche die Bodenart und Landnutzung im Gebiet repräsentiert

Die Cn-Werte können aus Tabellen entnommen werden. Die Böden werden in vier Klassen gemäß ihrer Durchlässigkeit bzw. des Abflussvermögens unterteilt: die erste Gruppe enthält Böden mit sehr hoher Durchlässigkeit und entsprechend geringem Abflussvermögen. Die vierte Bodenklasse bezieht sich dagegen auf den entgegengesetzten Fall, nämlich eine sehr geringe Durchlässigkeit und ein hohes Abflussvermögen. Die Bodenklassen 2 und 3 ordnen sich entsprechend ein.

Auch die Art der Landnutzung ist bei der Bestimmung der Cn-Werte zu berücksichtigen. Sie hängt neben der Pflanzenbedeckung auch von der Bewirtschaftungsart ab.

Mit dem SCS-Verfahren waren zunächst die Abflussmengen an den beiden flussaufwärts liegenden Eingängen des alluvialen Systems zu bestimmen (s. Abb. 4.2). Dazu wurden die für die Anwendung des SCS-Verfahrens notwendigen Charakteristika der zwei Einzugsgebiete festgestellt.

Auf der Grundlage der im Untersuchungsgebiet gemessenen Niederschläge und der Cn-Werte der entsprechenden Einzugsgebiete konnten Abflussmengen geschätzt werden, die wiederum als Eingangsdaten für das PMWIN Software-Modul „Streamflow-Routing“ verwendet wurden, um die indirekte Grundwasserneubildung zu ermitteln.

Die direkte Grundwasserneubildung, die in semiariden Gebieten deutlich geringer ist, als die indirekte Neubildung, findet nicht im ganzen Einzugsgebiet, sondern nur oberhalb der durchlässigen alluvialen Flächen statt. Sie wurde im Rahmen des SCS-Verfahrens auf der Grundlage des Rückhalts ermittelt, der sich aus der Differenz zwischen dem Gesamtniederschlag (P) und dem berechneten Abfluss (Q) für die alluvialen Flächen ergibt.

4.2.3.2 Modellkalibrierung für die Regenzeit des Feuchtjahres 1989

Nach Analyse der historischen Niederschlagsereignisse im Untersuchungsgebiet (s. Abb. 4.4) wurde die Regenzeit des Jahres 1989 als Simulationszeitraum für die ersten Untersuchungen des Aquiferhaltens während der Regenzeit gewählt. Die Regenzeit begann am 19. März 1989 und endete am 16. August 1989. Der Simulationszeitraum wurde entsprechend festgelegt. Im Rahmen der Modellanwendung sollen erneut die berechneten Piezometerhöhen mit den wöchentlich durchgeführten Grundwasserstandsmessungen verglichen werden. Die Ausgabe der Simulationsergebnisse wurde entsprechend angepasst.

Um die Anfangsbedingungen für die Regenzeit des Jahres 1989 festzulegen, wurde das bereits für die Trockenzeit kalibrierte Modell für die vorlaufende Trockenperiode eingesetzt.

Die für die Modellanwendung benötigten hydraulischen Parameter, einschließlich der hydraulischen Durchlässigkeit der Flusssohle, konnten von den vorangegangenen Simulationsrechnungen übernommen werden. Die für die Regenzeit neu zu kalibrierenden Parameter beziehen sich auf die Grundwasserneubildung, d.h. betreffen die direkte Grundwasserneubildung in jeder Modellzelle (mm/d) und den Oberflächenabfluss der stromaufwärts liegenden Einzugsgebiete (m^3/d). Letztere dienen als Systemeingangsgrößen für die Vorfluter zur Berechnung der indirekten Grundwasserneubildung. In Folgenden wird die Anwendung des SCS-Verfahrens zur Bestimmung der indirekten Grundwasserneubildung dargestellt:

Die oberhalb des alluvialen Systems liegenden Einzugsgebiete bestehen vorwiegend aus Felsgestein und verfügen daher über ein geringes Versickerungs-, bzw. hohes Abflussvermögen. Die Flächen verfügen nur über eine spärliche Vegetation und können hinsichtlich ihrer Nutzung als Ödland gekennzeichnet werden. Für die beiden oberhalb liegenden Einzugsgebiete ergab sich der Cn-Wert zu 88. Die Fläche des größeren der beiden Einzugsgebiete, am extrem westlichen Eingang des alluvialen Aquifers beträgt 6 km^2 . Die Fläche des sich nordwestlich anschließenden Gebietes beträgt 3 km^2 .

Mit diesen Eingangswerten konnten auf der Grundlage der wöchentlichen Niederschlagswerte und mit Hilfe des SCS-Verfahrens die

Oberflächenabflüsse für beide Systemeingänge berechnet werden. Die Ergebnisse der Berechnungen werden in Tabelle 4.7 zusammengestellt. Die einzelnen Berechnungsschritte und die ihnen zugrundeliegenden Annahmen werden im Folgenden erläutert.

Die Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt für die Niederschlagssummen der entsprechenden Woche mit Hilfe der Grundgleichungen des Verfahrens (Spalten 1 bis 5 der Tab. 4.7) zunächst in Millimeter pro Woche. Die Spalten 6 bis 8 der Tabelle enthalten die Umrechnung in die Eingangsgrößen des Grundwasserströmungsmodells, die zur Berechnung der indirekten Grundwasserneubildung benötigt werden.

Die Spalten 7 und 8 der Tabelle enthalten die Verteilung des wöchentlichen Oberflächenabflusses in den beiden oberhalb liegenden Einzugsgebieten in m^3/d , die für die Modelleingabe benötigt werden. Entscheidend bei der Berechnung der indirekten Grundwasserneubildung ist die Zeitverschiebung zwischen dem Oberflächenabfluss und der Grundwasserneubildung bzw. zwischen der Versickerung im Flussbett eines Teils des Oberflächenabflusses und der entsprechenden Erhöhung des Grundwasserstandes.

Geht man davon aus, dass die Abflussbedingungen durch das SCS-Verfahren gut wiedergegeben werden, so verbleibt als zu kalibrierender Parameter die oben angesprochene Zeitverschiebung. Die letzten drei Spalten der Tabelle 4.7 stellen bereits das Endergebnis des entsprechenden Kalibrierungsvorgangs dar. Im Rahmen der Modellkalibrierung wurde der

Einfluss der Zeitverschiebung der täglichen Systemzuflüsse an den Systemeingängen West (W) und Nord (N) auf das Systemverhalten näher untersucht und die Simulationsergebnisse erneut mit den Messdaten verglichen.

Tab. 4.7 Berechnung der Zuflüsse zu den Systemeingängen für das Feuchtjahr 1989

1	2	3	4	5	6	7	8
Zeit-schritte	P	Cn	S	Q	Q	Zufluss W	Zufluss N
$\Delta t = 7$ Tage	mm		mm		mm/Tag	m ³ /Tag	
0	32,56	88	34,64	10,90	0,39		
1	93,20	88	34,64	61,56	2,20	0	0
2	71,69	88	34,64	42,19	1,51	0	0
3	121,99	88	34,64	88,44	3,16	0	0
4	55,20	88	34,64	28,10	1,00	2492	895
5	110,15	88	34,64	77,29	2,76	16562	5952
6	150,15	88	34,64	115,33	4,12	26205	9417
7	22,00	88	34,64	4,57	0,16	46419	16682
8	74,35	88	34,64	44,54	1,59	50351	18095
9	11,15	88	34,64	0,46	0,02	53947	19387
10	2,00	88	34,64	0,00	0,00	70664	25395
11	26,05	88	34,64	6,80	0,24	51494	18506
12	9,50	88	34,64	0,18	0,01	55251	19856
13	32,60	88	34,64	10,93	0,39	37690	13545
14	8,60	88	34,64	0,08	0,00	11330	4072
15	0,00	88	34,64	0,00	0,00	11840	4255
16	59,10	88	34,64	31,35	1,12	1700	611
17	22,05	88	34,64	4,60	0,16	4093	1471
18	46,70	88	34,64	21,26	0,76	4110	1477
19	0,00	88	34,64	0,00	0,00	2556	919
20	0,00	88	34,64	0,00	0,00	9682	3479

mit: **P** - Gesamtniederschlag (mm); **Cn** – Gebietskenngröße (curve number); **S** – Potentieller maximaler Rückhalt im Boden (mm); **Q** - Abflusshöhe/effektiver Niederschlagsanteil (mm)

Das in Tabelle 4.7 dargestellte Endergebnis der Modellkalibrierung für die Regenzeit zeigt, dass die Zeitverschiebung („time-lag“), d. h. der Zeitraum zwischen dem Auftreten des Oberflächenabflusses und der nachfolgenden Grundwasserstandsaufhöhung, vier Wochen beträgt. Bei der Berechnung wurde folgendermaßen vorgegangen:

Die mit dem SCS-Verfahren auf der Grundlage wöchentlicher Niederschlagsdaten berechneten Abflusshöhen (mm) wurden zunächst in Tageswerte umgerechnet. Erst vier Wochen nach dem ersten Regen- bzw. Abflussereignis wird der Abfluss als Eingangsgröße in das Modell eingeführt, so dass der Versickerungsanteil für jede Fließstrecke berechnet werden kann. Der in Tabelle 4.7 (Spalten 7 und 8) ermittelte Abfluss in m³/Tag der vierten Woche stammt aus dem Produkt der Fläche des entsprechenden Einzugsgebiets (W oder N) mit dem oben genannten täglichen Abfluss. Für die darauffolgende fünfte Woche müssen die Abflusswerte der ersten und zweiten Woche miteinander addiert werden, und so weiter. Jeder der wöchentlichen Abflusswerte besitzt eine Einflussdauer von vier Wochen. Dieser Vorgang entspricht dem realen Abflussbildungsvorgang.

MODFLOW kann die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser nur für den Fall realistisch nachbilden, dass Grundwasser dem Vorfluter unter gesättigten Bedingungen zuströmt (Abb. 4.24). Dagegen finden im Fall der Grundwasserneubildung unter dem Einfluss intermittierender Abflüsse, insbesondere bei tiefer anstehendem Grundwasser, die Strömungsvorgänge auch unter teilgesättigten Verhältnissen statt (s. Kap. 2.2, Abb. 2.4). Diese konnten durch MODFLOW nicht realitätsnah nachgebildet werden, so dass die Aufhöhung des Grundwasserspiegels bzw. die Grundwasserneubildungsrate tendenziell überschätzt wurde. Zur Anpassung des Modells an die realen Strömungsverhältnisse wurde die zeitliche Verschiebung des Abflusses im Modell eingeführt.

Die berücksichtigte Zeitverschiebung, hier zwischen intermittierendem Abfluss und effektiver Grundwasserneubildung, ist ein in der Hydrologie häufig angewandtes Konzept (*Chow et al., 1988*). Die hydrologischen Konzepte der Abflusskonzentrationszeit im Einzugsgebiet sowie die zeitliche Verschiebung zwischen der Oberflächenwasser- und der Grundwasserwelle, begründet durch die Verweilzeit des Wassers in der ungesättigten Zone, können als Beispiele genannt werden (*Hörling, 1996*).

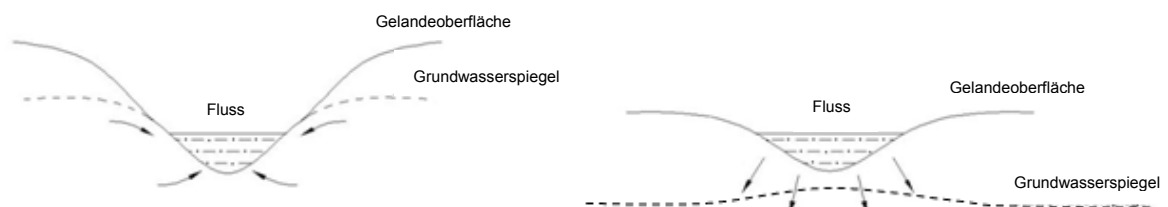


Abb. 4.24 Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser durch die gesättigte Zone

Die Berechnung der direkten Grundwasserneubildung bildet den nächsten Schritt zur Simulation des Aquiferhaltens im Feuchtjahr 1989. Bei der Feststellung des Niederschlagsanteils, der die Grundwasseroberfläche durch Versickerung erreicht und jeder Modellzelle in mm/d zugeführt wird, ergaben sich ähnliche Schwierigkeiten, wie bei der indirekten Neubildung. Auf Grund der Datenlage im Untersuchungsgebiet musste die Anwendung eines Bodenwasserhaushaltsmodells ausgeschlossen werden. In diesem Zusammenhang müssen die große räumliche Variation der Lithologie des alluvialen Aquifers und der anstehenden Böden als wesentliche Schwierigkeit genannt werden. Da die direkte Grundwasserneubildung, im Vergleich zur indirekten Grundwasserneubildung, auf Grund des vorherrschenden semiariden Klimas mit hohen Evapotranspirationsraten und kurzen Starkniederschlägen sowie der kleinen alluvialen Fläche eine untergeordnete Bedeutung besitzt, wurde auch diese Modelleingangsgröße mit Hilfe des SCS-Verfahren bestimmt.

In diesem Fall ist nicht der Oberflächenabfluss zu berechnen, sondern der Anteil des Niederschlags, der versickert und zur Grundwasserneubildung beiträgt. Trotz der Berücksichtigung eines potentiellen maximalen Rückhalts bzw. Sickerwerts S , wird dieser Anteil nicht von der SCS-Methode berechnet (*Chow et al., 1988*). Das SCS-Verfahren wurde daher wie folgt eingesetzt:

Im Rahmen der Modellkalibrierung wurde für den alluvialen Boden, der für die direkte Grundwasserneubildung entscheidend ist, ein C_n -Wert von 36 bestimmt. Der geringe Wert entspricht dem hohen Versickerungs- und geringen Abflussvermögen des überwiegend sandigen alluvialen Bodens.

Die Tabelle 4.8 fasst die einzelnen Schritte zur Bestimmung der direkten Grundwasserneubildung zusammen. Für die Niederschlagssumme der einzelnen Zeitschritte (7 Tage) wurde zunächst der Oberflächenabfluss in Millimeter pro Woche berechnet (Spalten 1 bis 6). Spalte 7 zeigt die indirekte Grundwasserneubildung für jeden Zeitschritt. Die Modellkalibrierung ergab, dass etwa 50 % der Differenz aus Niederschlag und Abfluss zur Grundwasserneubildung beitragen. Spalte 8 gibt die berechnete Grundwasserneubildung in Meter pro Tag an. Diese Werte wurden als Eingangsgröße bei den Modellrechnungen berücksichtigt und stellen bereits die Endergebnisse der Modellkalibrierung dar.

Im Folgenden soll kurz auf die Modellkalibrierung eingegangen werden. Hier waren beide Prozesse der Grundwasserneubildung gleichzeitig zu berücksichtigen. Damit waren die folgenden Modellparametern zu kalibrieren: die Zeitverschiebungen für die indirekten und direkte Grundwasserneubildung sowie die Mengen der direkten Grundwasserneubildung als Anteil der Differenz aus Niederschlag und Abfluss.

Tab. 4.8 Berechnung der direkten Grundwasserneubildung für das Feuchtjahr 1989

1	2	3	4	5	6	7	8	
Zeitschritte	Cn	S	0,2xS	P	Q	(P-Q)/2	GWN	
$\Delta t = 7$ Tage		mm				mm/Wo	mm/d	m/d
0	36	451,56	90,31	32,56	0,00	32,56	4,65	0,005
1	36	451,56	90,31	93,20	0,02	93,18	13,31	0,013
2	36	451,56	90,31	71,69	0,00	71,69	10,24	0,010
3	36	451,56	90,31	121,99	2,08	119,91	17,13	0,017
4	36	451,56	90,31	55,20	0,00	55,20	7,89	0,008
5	36	451,56	90,31	110,15	0,83	109,32	15,62	0,016
6	36	451,56	90,31	150,15	7,00	143,15	20,45	0,020
7	36	451,56	90,31	22,00	0,00	22,00	3,14	0,003
8	36	451,56	90,31	74,35	0,00	74,35	10,62	0,011
9	36	451,56	90,31	11,15	0,00	11,15	1,59	0,002
10	36	451,56	90,31	2,00	0,00	0,00	0,00	0,000
11	36	451,56	90,31	26,05	0,00	26,05	3,72	0,004
12	36	451,56	90,31	9,50	0,00	9,50	1,36	0,001
13	36	451,56	90,31	32,60	0,00	32,60	4,66	0,005
14	36	451,56	90,31	8,60	0,00	8,60	1,23	0,001
15	36	451,56	90,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000
16	36	451,56	90,31	59,10	0,00	59,10	8,44	0,008
17	36	451,56	90,31	22,05	0,00	22,05	3,15	0,003
18	36	451,56	90,31	46,70	0,00	46,70	6,67	0,007
19	36	451,56	90,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000
20	36	451,56	90,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000

mit: **P** - Gesamtniederschlag (mm); **Cn** – Gebietskenngröße (curve number); **S** – Potentieller maximaler Rückhalt im Boden (mm); **Q** - Abfluss/effektiver Niederschlagsanteil (mm)

Auf Grund der unterschiedlichen Prozesse und Systeme, die der direkten und indirekten Grundwasserneubildung zugrunde liegen, ist die Zeitverschiebung für beide Formen der Neubildung nicht identisch. Die bei der direkten Grundwasserneubildung zu berücksichtigende Zeitverschiebung betrifft ausschließlich die Mächtigkeit und Eigenschaften der ungesättigten Bodenzone. Weder die Abflusskonzentrationszeit des Einzugsgebiets noch die Abflussverzögerung im Vorfluter sind zu berücksichtigen. Dies haben die Untersuchungen zur Modellkalibrierung klar ergeben. Darüber hinaus zeigte sich eine grundsätzliche Schwierigkeit bei der Berücksichtigung einer Zeitverschiebung für die Berechnung der direkten Grundwasserneubildung im Software-System PMWIN: Wird für die Grundwasserneubildung der Zellen zu Beginn des Simulationszeitraums kein Wert vorgegeben, so kann der Rechengang nicht konvergieren. Die Konvergenzprobleme sind im Wesentlichen auf das Programm-Modul

„Wetting Capability“ zurückzuführen, mit dem die Wiederbefeuchtung trockengefallener Modellzellen berechnet wird (*Prudic, 1989; Chiang, 2005*). Das Modul ist für die Simulation des Systemverhaltens während der Regenzeit unerlässlich, da eine große Anzahl von Modellzellen während der Trockenzeit austrocknet und während der Regenzeit wieder befeuchtet wird. Die Behandlung komplett trockengefallener Zellen, die nach Niederschlag wieder befeuchtet werden, ist eine besondere Eigenschaft und Herausforderung bei der Modellierung kleiner und flacher alluvialer Aquifer unter semiariden Bedingungen.

Die Grundwasserneubildung zu Beginn des Simulationszeitraums beruht nach den Tabellen 4.7 und 4.8 ausschließlich auf direkter Neubildung durch Niederschlag. Eine Zeitverschiebung kam bei der direkten Grundwasserneubildung aus den oben genannten Gründen nicht zum Tragen. Die im Rahmen der Modellkalibrierung für die Regenzeit 1989 berechneten und in den Abbildungen 4.25 bis 4.30 dargestellten Grundwasserganglinien beruhen auf den Ergebnissen der Modellkalibrierung der Tabellen 4.7 und 4.8.

Die Ergebnisse zeigen, dass zu Beginn des Simulationszeitraums die berechneten Ganglinien etwas von den Messdaten abweichen und den Grundwasserstand tendenziell überschätzen. Danach ergibt sich eine gute Annäherung der Simulationsergebnisse an den gemessenen Grundwasserstand. Hier zeigt sich insbesondere, dass die für die indirekte Grundwasserneubildung ermittelte Zeitverschiebung zwischen Niederschlagsereignis und effektiver Neubildung die natürlichen Prozesse gut wiedergibt.

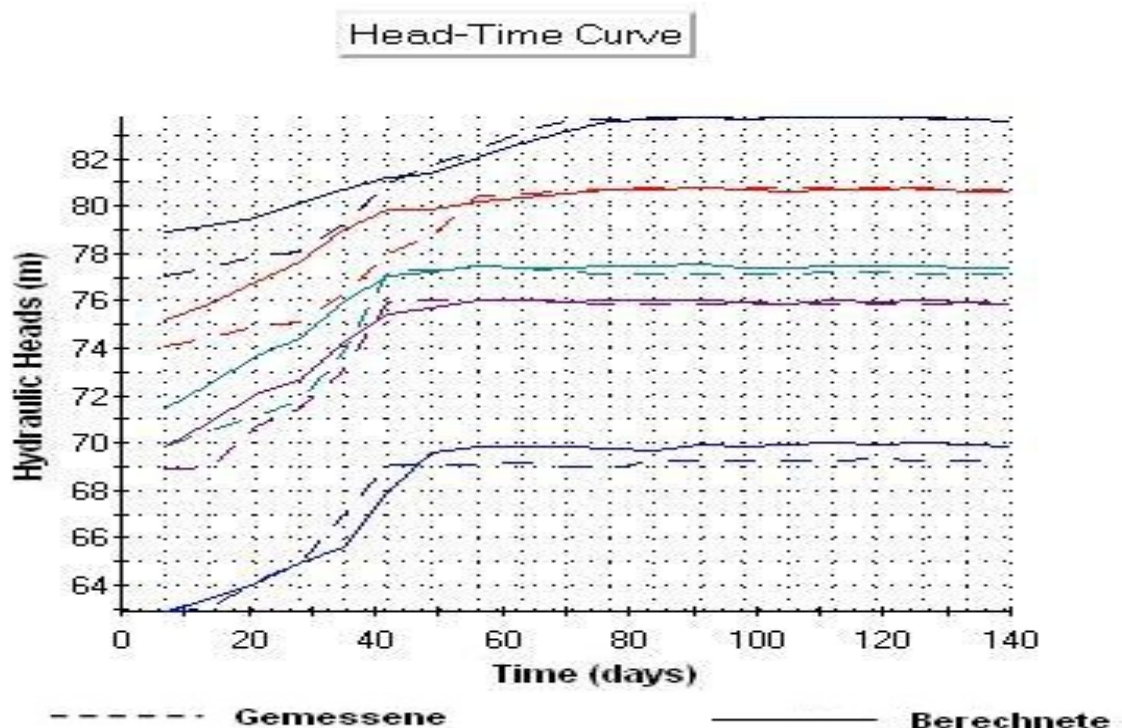
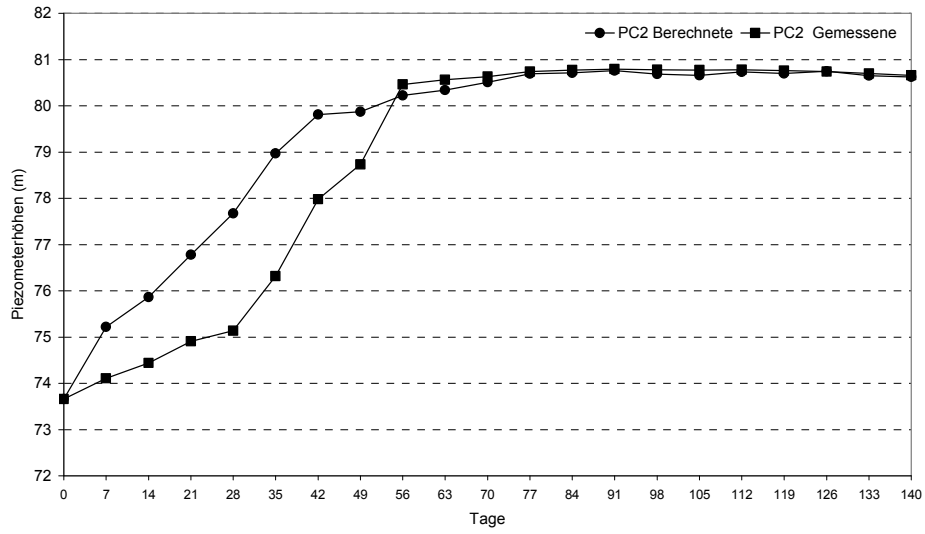
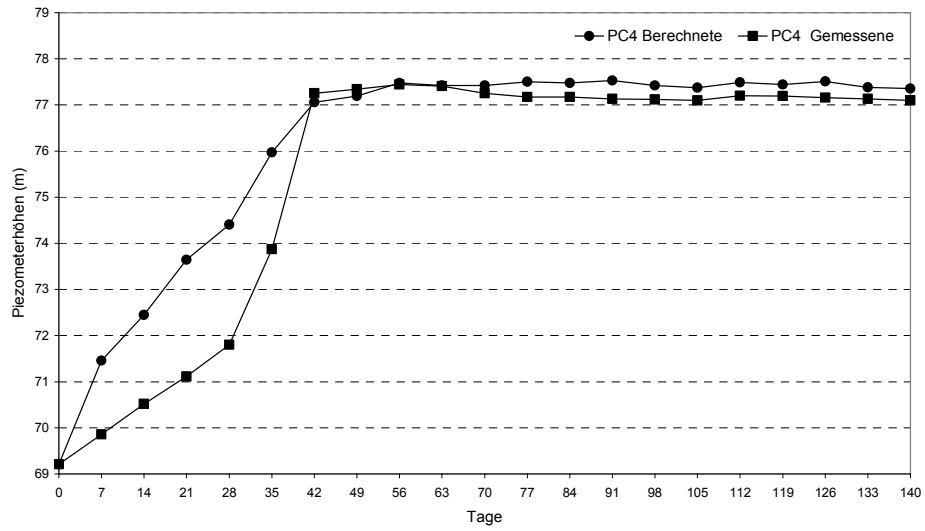


Abb. 4.25 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach Kalibrierung (Regenzeit 1989)

A.



B.



C.

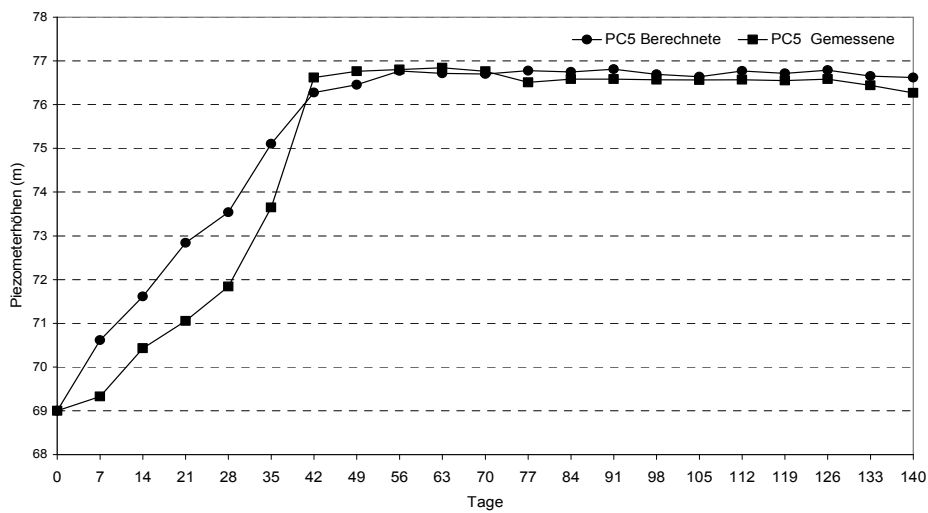
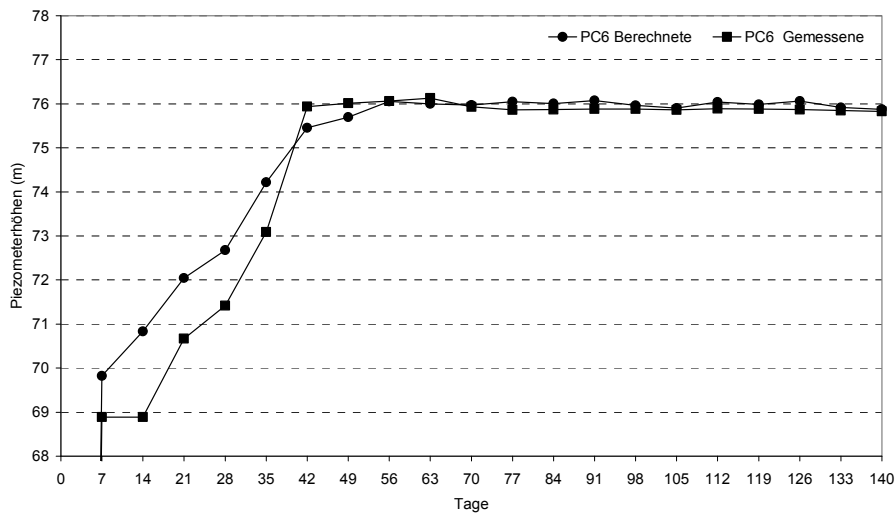
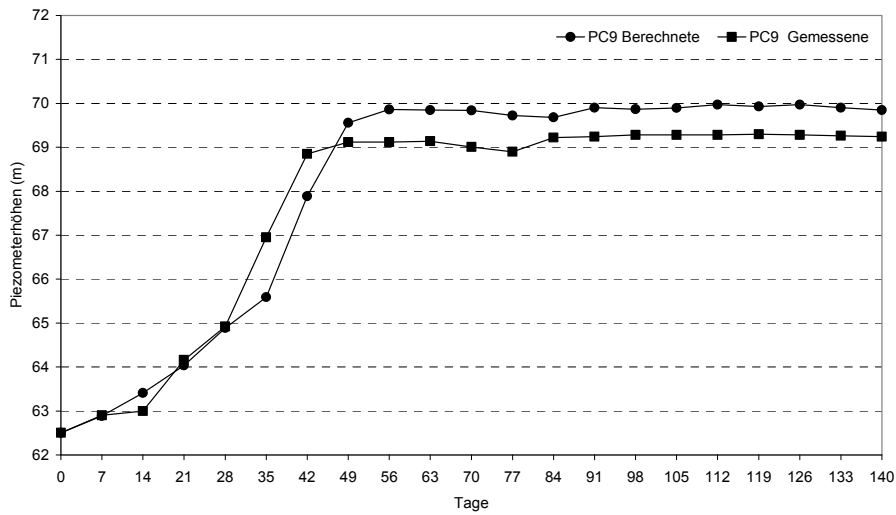


Abb. 4.26 PC2, 4 und 5: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)

A.



B.



C.

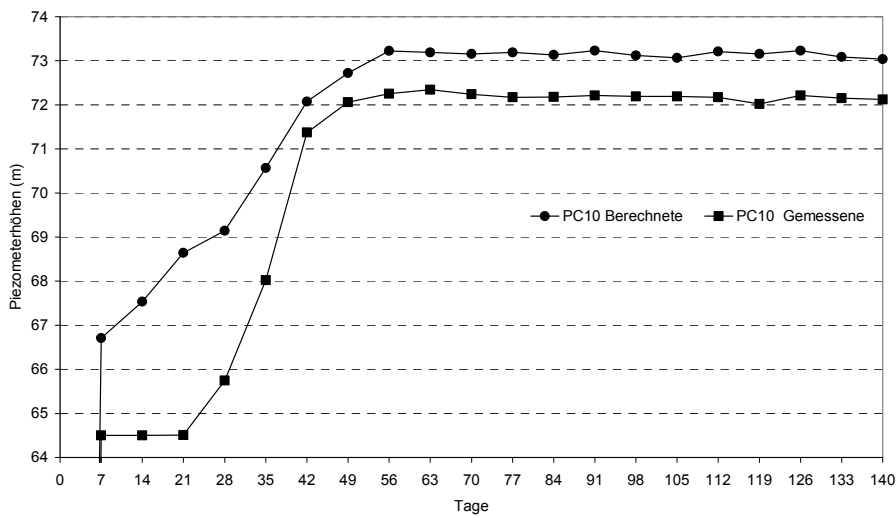


Abb. 4.27 PC6, 9 und 10: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)

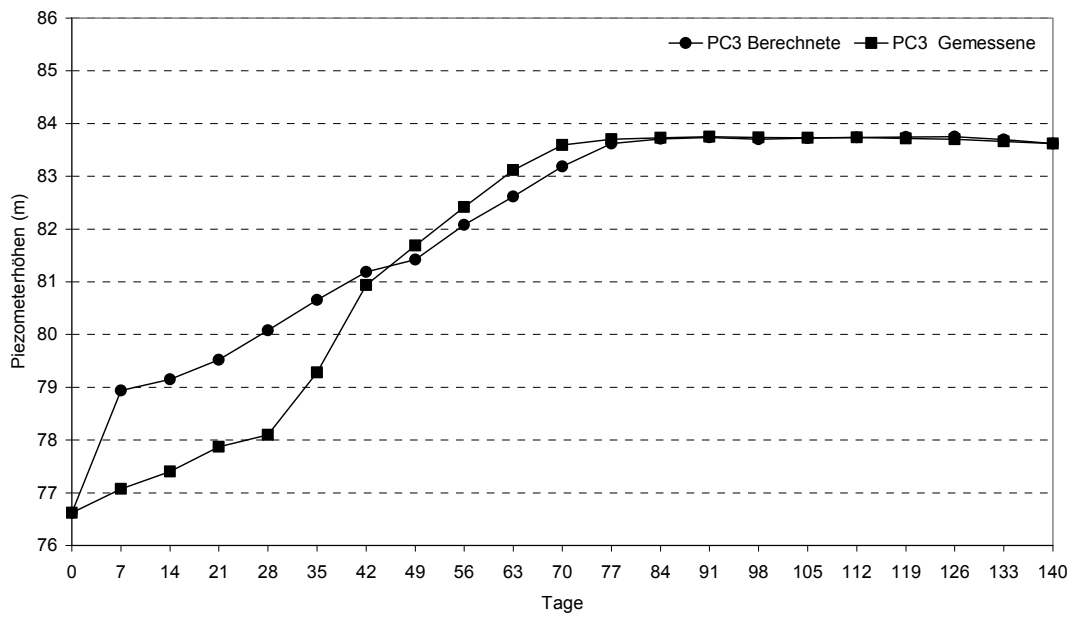


Abb. 4.28 PC 3: Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1989)

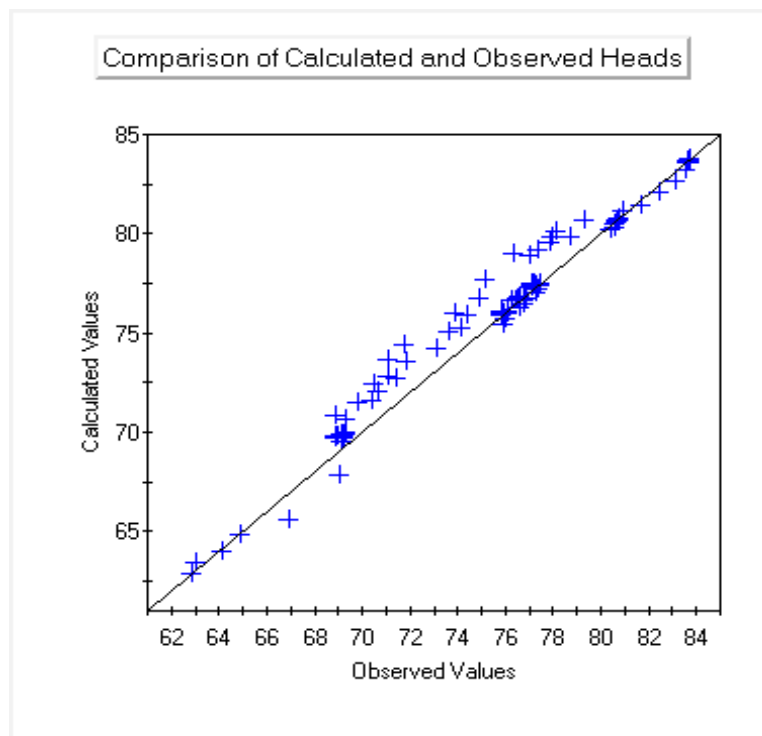


Abb. 4.29 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Grundwasserstandsdaten (Regenzeit 1989) $r=0,9872$ und $Var = 0,51$

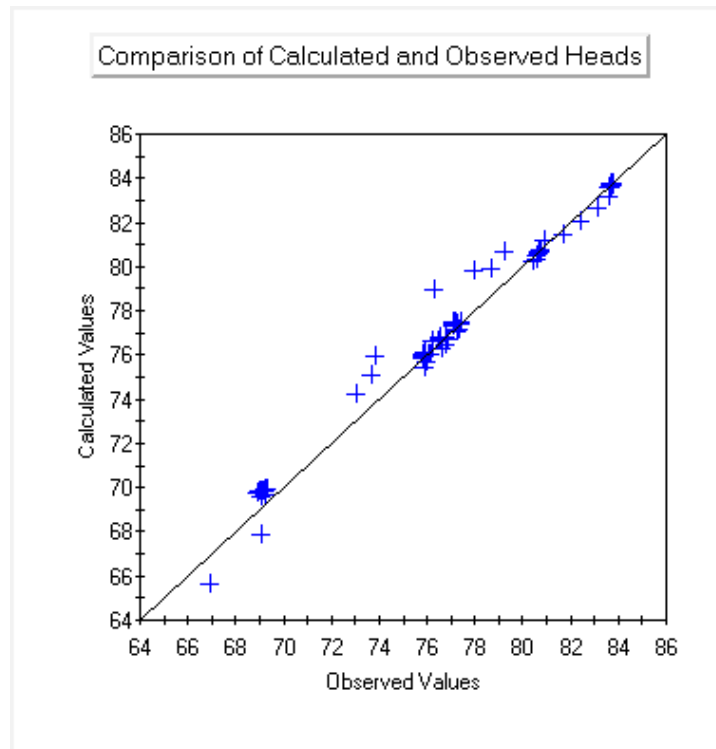


Abb. 4.30 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Ganglinien (Regenzeit 1989 – abzüglich der ersten 4 Wochen), $r=0,9887$ $Var=0,26$

4.2.3.3 Modellverifizierung für die Regenzeit des gemäßigten Jahres 1988

Die während der Regenzeit des Jahres 1988 im Untersuchungsgebiet täglich gemessenen Niederschlagshöhen und wöchentlich erhobenen Grundwasserstände wurden zur Verifizierung des Grundwassermodells unter Niederschlagsbedingungen genutzt. Nach Modellkalibrierung auf der Grundlage der Regenzeit des Jahres 1989 war zu überprüfen, ob auch für die Regenzeit eines in Bezug auf das Niederschlagsverhalten eher gemäßigten Jahres eine gute Annäherung der Simulationsergebnisse an die Messdaten erreicht werden kann.

Die für die Regenzeit 1989 entwickelten Modellstrukturen konnten für die Simulationsrechnungen im Rahmen der Modellverifizierung in vollem Umfang übernommen werden. Dies betrifft auch die Dauer des Simulationszeitraums von 140 Tagen. Er beginnt am 21. Februar 1988 und endet am 10. Juli 1988. Ein Vergleich mit der Regenzeit von 1989 zeigt, dass die Regenzeit im Jahr 1988 früh anfang, aber auch früh endete.

Abbildung 4.4 zeigt die Niederschläge und deren Verteilung während der Regenzeit des Jahres 1988, die deutlich geringer waren als im Jahr 1989.

Die wesentlichen Annahmen bzw. Eingangsgrößen, die im Rahmen der Modellkalibrierung ermittelt und für die Verifizierung übernommen wurden, sind:

- a. Berücksichtigung einer Zeitverschiebung von exakt 4 Wochen zwischen Abflussbildung nach Niederschlag und indirekter Grundwasserneubildung,
- b. Integration des SCS-Verfahrens mit den Cn-Werten 88 für die oberhalb des alluvialen Systems liegenden Einzugsgebiete und 36 für die alluvialen Flächen, sowie
- c. 50 Prozent des nach Niederschlag infiltrierenden Wassers tragen zur direkten Grundwasserneubildung bei.

Die Untersuchungen zur Modellverifizierung ergaben, dass die direkte Grundwasserneubildung nur schwer nachzubilden war. Ein wesentlicher Grund dafür liegt in der Tatsache, dass sich Niederschlagshöhen und -verteilung der Jahre 1988 und 1989 stark voneinander unterscheiden. Die damit verbundene unterschiedliche zeitliche Variation der Bodenfeuchte besitzt einen großen Einfluss auf das Versickerungsvermögen des Bodens bzw. die direkte Grundwasserneubildung. Zudem war das Jahr 1987 ein sehr trockenes Jahr, was mit einer stärkeren Austrocknung des alluvialen Systems verbunden war. Die Anfangsbedingungen der Simulationsrechnungen für die Jahre 1988 und 1989 waren daher sehr unterschiedlich.

Diese Randbedingungen führten dazu, dass der Anteil des Niederschlags des Jahres 1988, der letztlich zur direkten Grundwasserneubildung beiträgt, im Vergleich zum Jahr 1989 geringer war. Für die zufriedenstellende Berechnung der direkten Grundwasserneubildung war für das gemäßigte Jahr 1988 ein leicht erhöhter Cn-Wert von 45 zu verwenden. Die Berechnungen zeigen zudem, dass nur etwa 25 % der Differenz aus Niederschlag und Abfluss zur direkten Grundwasserneubildung beitragen.

Tabelle 4.9 zeigt die Berechnungsschritte zur Bestimmung des Oberflächenabflusses an den Eingängen der alluvialen Systeme. Damit werden dem Grundwassermodell die notwendigen Eingangsgrößen für die Berechnung der indirekten Grundwasserneubildung bereitgestellt.

Tabelle 4.10 zeigt den Berechnungsgang für die Bestimmung der direkten Grundwasserneubildung auch unter Berücksichtigung leicht geänderter Parameterwerte.

Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass die aufgestellten grundsätzlichen Hypothesen zur Simulation der Regenzeit, die sich auf die Aufteilung zwischen direkter und indirekter Grundwasserneubildung sowie die Zeitverschiebung („time-lag“) zwischen dem Auftreten des Oberflächenabflusses und nachfolgender Grundwasserstandsaufhöhung unter Anwendung des SCS-Verfahrens beziehen, zufriedenstellend validiert werden konnten. Deutlich wurde allerdings, dass die anzusetzenden Parameter des SCS-Verfahrens einer sorgfältigen Prüfung unterliegen sollten. Die bei Niederschlag vorherrschenden Bodenfeuchtebedingungen sowie Intensität und Verteilung der Niederschläge im Simulationszeitraum sind dabei mit zu

berücksichtigen. Generell ist zu empfehlen, die Versickerungsbedingungen nach Niederschlag auf der Grundlage der Bodenfeuchte abzubilden, um den Cn-Wert entsprechend einzustellen. Diesem Aspekt ist bei Übertragung der Modellbausteine auf ähnliche alluviale Systeme Rechnung zu tragen. Die Anwendung des praxisnahen SCS-Verfahrens zur Abschätzung der direkten Grundwasserneubildung unter semiariden Bedingungen führt zu zufriedenstellenden Ergebnissen.

Tab. 4.9 Berechnung der Zuflüsse zu den Systemeingängen für das gemäßigte Jahr 1988

1	2	3	4	5	6	7	8
Zeit	P	Cn	S	Q	Q	Zufluss W	Zufluss N
7 Tage	mm		mm		mm/Tag	m ³ /Tag	
1	11,10	83	52,02	0,01	0,00	0	0
2	9,00	83	52,02	0,00	0,00	0	0
3	35,50	83	52,02	8,17	0,29	0	0
4	26,75	83	52,02	3,91	0,14	0	0
5	138,05	83	52,02	90,68	3,24	2	1
6	10,00	83	52,02	0,00	0,00	2	1
7	0,00	83	52,02	0,00	0,00	1869	672
8	83,90	83	52,02	43,03	1,54	2762	993
9	72,35	83	52,02	33,67	1,20	23488	8441
10	61,40	83	52,02	25,24	0,90	23488	8441
11	43,55	83	52,02	12,90	0,46	21621	7770
12	0,00	83	52,02	0,00	0,00	30564	10984
13	12,55	83	52,02	0,08	0,00	17532	6301
14	14,60	83	52,02	0,31	0,01	23302	8374
15	0,00	83	52,02	0,00	0,00	26250	9434
16	0,00	83	52,02	0,00	0,00	16414	5899
17	0,00	83	52,02	0,00	0,00	8738	3140
18	42,10	83	52,02	12,00	0,43	3039	1092
19	2,50	83	52,02	0,00	0,00	91	33
20	16,52	83	52,02	0,64	0,02	91	33

mit: **P** - Gesamtniederschlag (mm); **Cn** – Gebietskenngröße (curve number); **S** – Potentieller maximaler Rückhalt im Boden (mm); **Q** - Abfluss/effektiver Niederschlagsanteil (mm)

Tab. 4.10 Berechnung der direkten Grundwasserneubildung

1	2	3	4	5	6	7	8
Zeit	Cn	S	0,2xS	P	Q	(P-Q)/4	GWN
7 Tage		mm					m/Tag
0							
sp1	45	310,44	62,09	11,10	0,00	2,78	0,0004
sp2	45	310,44	62,09	9,00	0,00	2,25	0,0003
sp3	45	310,44	62,09	35,50	0,00	8,88	0,0013
sp4	45	310,44	62,09	26,75	0,00	6,69	0,0010
sp5	45	310,44	62,09	138,05	14,93	30,78	0,0044
sp6	45	310,44	62,09	10,00	0,00	2,50	0,0004
sp7	45	310,44	62,09	0,00	0,00	0,00	0,0000
sp8	45	310,44	62,09	83,90	1,43	20,62	0,0029
sp9	45	310,44	62,09	72,35	0,33	18,01	0,0026
sp10	45	310,44	62,09	61,40	0,00	15,35	0,0022
sp11	45	310,44	62,09	43,55	0,00	10,89	0,0016
sp12	45	310,44	62,09	0,00	0,00	0,00	0,0000
sp13	45	310,44	62,09	12,55	0,00	3,14	0,0004
sp14	45	310,44	62,09	14,60	0,00	3,65	0,0005
sp15	45	310,44	62,09	0,00	0,00	0,00	0,0000
sp16	45	310,44	62,09	0,00	0,00	0,00	0,0000
sp17	45	310,44	62,09	0,00	0,00	0,00	0,0000
sp18	45	310,44	62,09	42,10	0,00	10,53	0,0015
sp19	45	310,44	62,09	2,50	0,00	0,63	0,0001
sp20	45	310,44	62,09	16,52	0,00	4,13	0,0006

mit: **P** - Gesamtniederschlag (mm); **Cn** – Gebietskenngröße (curve number); **S** – Potentieller maximaler Rückhalt im Boden (mm); **Q** - Abfluss/effektiver Niederschlagsanteil (mm);

Ein Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserstandsganglinien ausgewählter Beobachtungsbrunnen zeigen die Abbildungen 4.31 bis 4.35.

Die stärkere Austrocknung des alluvialen Grundwasserleiters zeigt sich in den geringen Grundwasserständen und der langsamen (nicht abrupten) Aufhöhung zu Beginn des Simulationszeitraums; wobei letztere natürlich von der Niederschlagsverteilung stark beeinflusst wird.

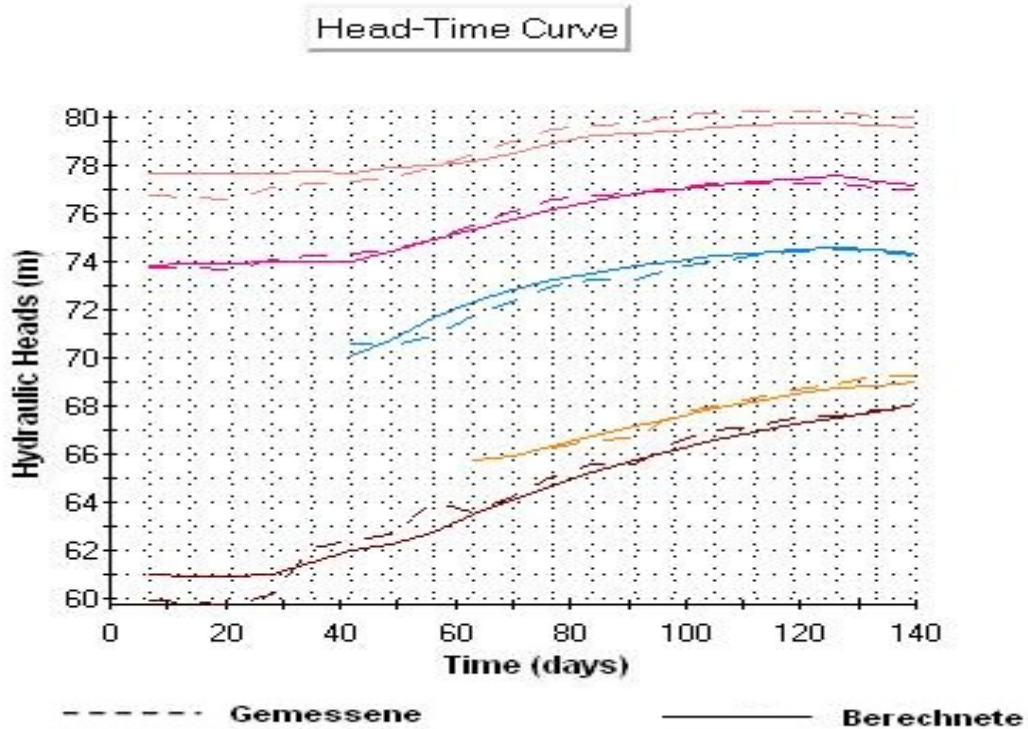


Abb. 4.31 Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien einiger repräsentativer Brunnen nach Kalibrierung (Regenzeit 1989)

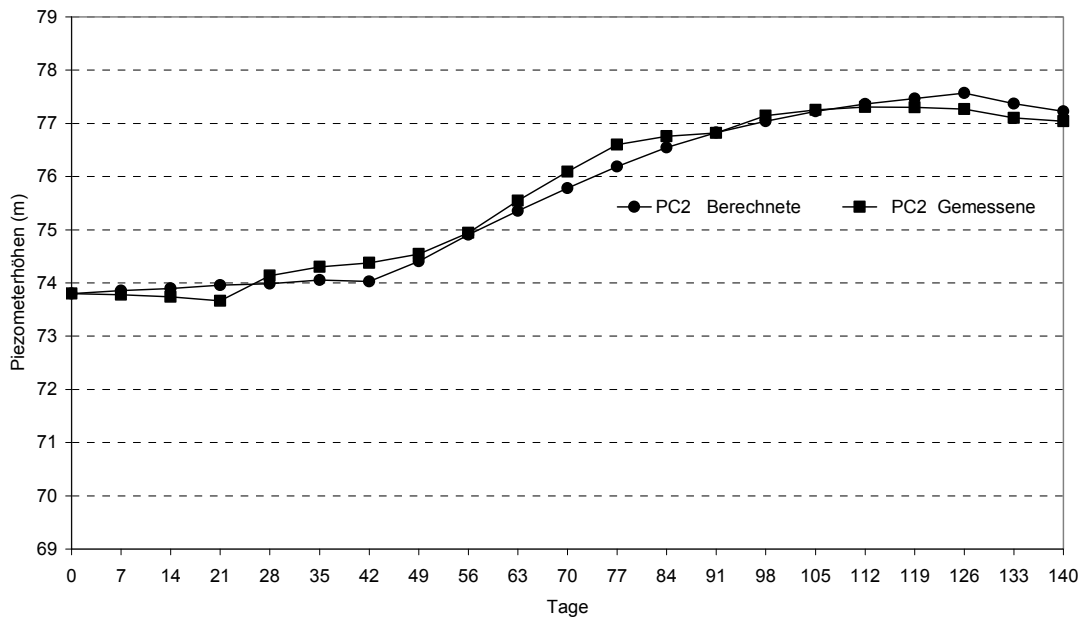
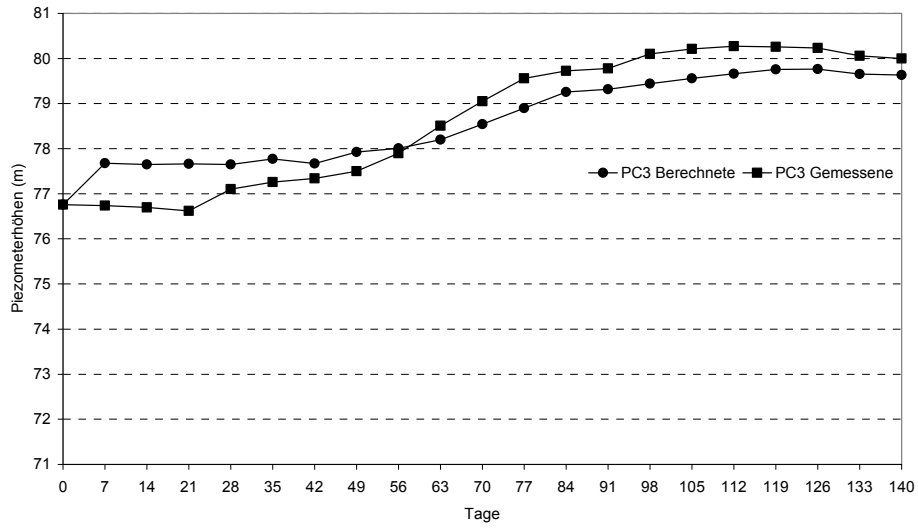
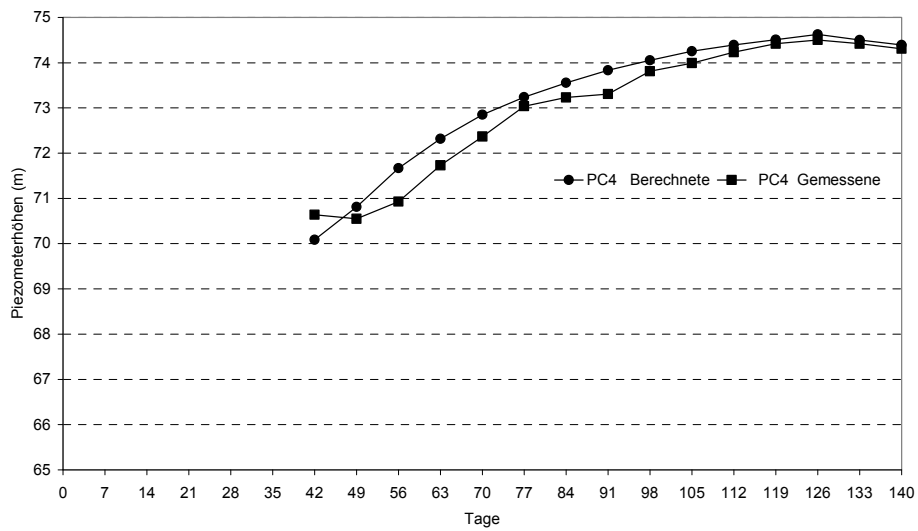


Abb. 4.32 PC2 - Gemessene und berechnete Ganglinie (Regenzeit 1988)

A.



B.



C.

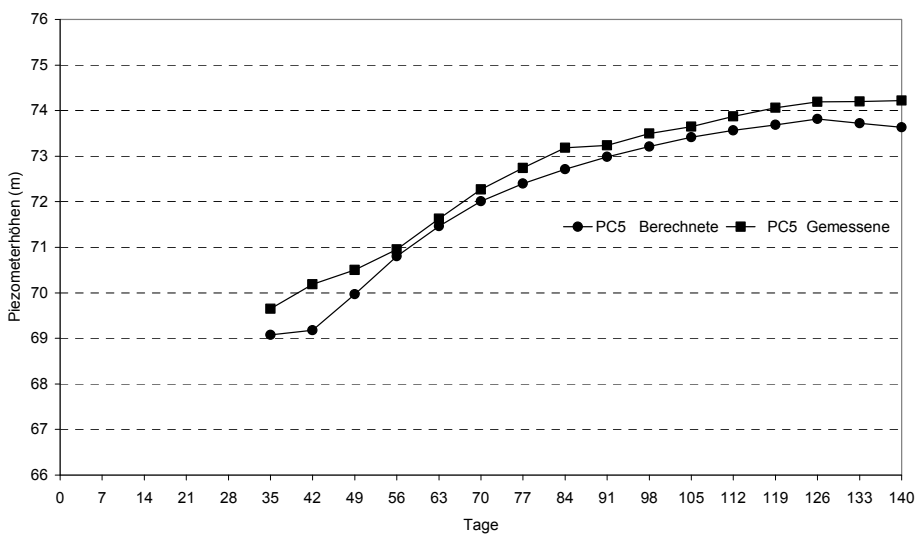


Abb. 4.33 PC3,4 und 6 - Gemessene und berechnete Ganglinien (Regenzeit 1988)

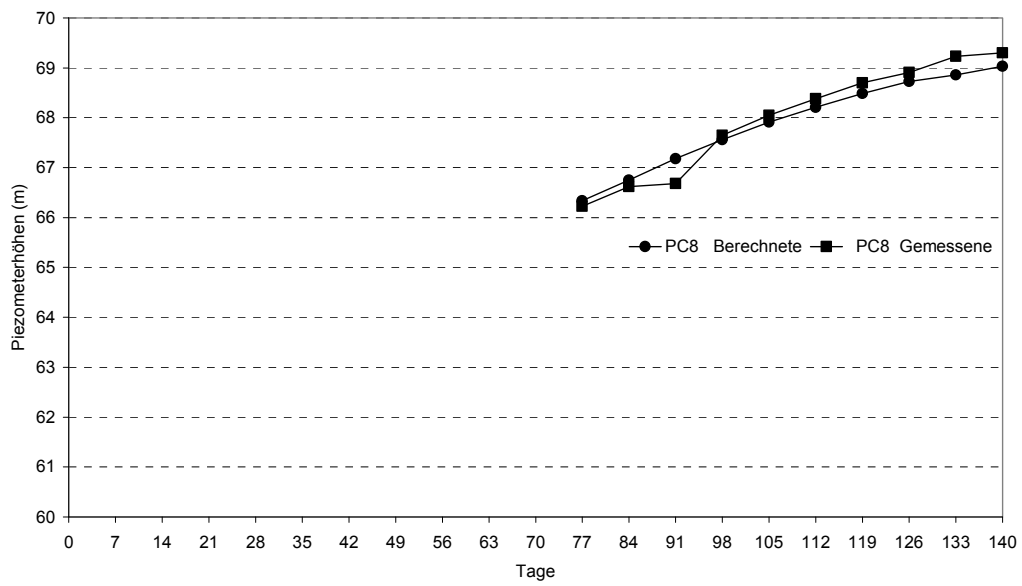


Abb. 4.34 PC8 - Gemessene und berechnete Ganglinie (Regenzeit 1988)

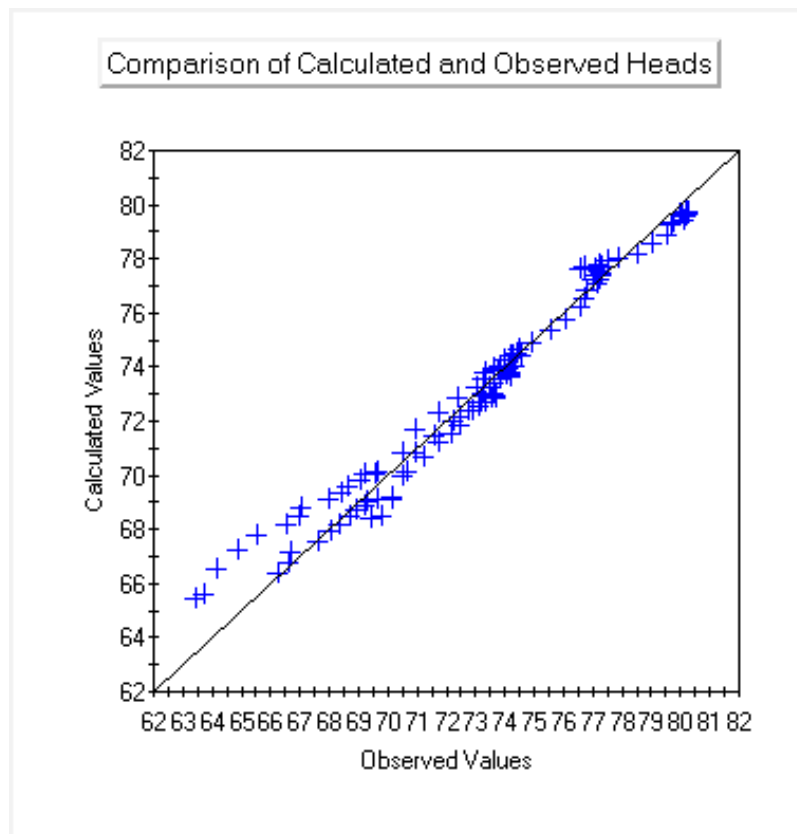


Abb. 4.35 Dispersionsdiagramm – Vergleich der gemessenen mit den berechneten Ganglinien (Regenzeit 1988), $r = 0,9856$ $Var = 0,21$

4.2.3.4 Regenzeit des Trockenjahres 1987

Die in der Abbildung 4.4 dargestellten Grundwasserstandsganglinien repräsentativer Beobachtungsbrunnen des Untersuchungsgebietes zeigen einen besonderen Verlauf für das Jahr 1987. Es handelt sich um das trockenste Jahr während des gesamten Beobachtungszeitraums. Im Gegensatz zu den darauffolgenden Jahren war die Grundwasserneubildung 1987 trotz der Niederschläge nicht ausreichend für eine signifikante Aufhöhung der Grundwasserstände während der Regenzeit. Die Mehrheit der beobachteten Ganglinien zeigt während der Regenzeit des Jahres 1987 keine Änderung des nach unten gerichteten Trends aus der vorangehenden Trockenzeit. Änderungen im Gefälle der Grundwasserstandsganglinien und geringe Aufhöhungen des Wasserstands einiger Brunnen weisen darauf hin, dass in geringerem Umfang Grundwasserneubildung stattgefunden hat. Obwohl mit diesen Niederschlägen keine signifikante Aufhöhung des Grundwasserstands während der Regenzeit 1987 verbunden war, so unterbrechen oder verzögern diese zumindest den schnellen Entleerungsvorgang des alluvialen Grundwasserleiters. Damit könnten sich näherungsweise stationäre Strömungsbedingungen eingestellt haben.

Die Modellrechnungen zur Regenzeit des Trockenjahrs 1987 führten zu keinen zufriedenstellenden Ergebnissen. Dies kann im Wesentlichen auf zwei Gründe zurückgeführt werden: Zum Einen beruht dies auf Einschränkungen des Computerprogramms bei der Abbildung des Systemverhaltens; zum Anderen auf der Komplexität der Grundwasserneubildungsvorgänge, jeweils unter extrem trockenen Bedingungen. Darauf soll im Folgenden kurz eingegangen werden:

Wie in den vorgegangenen Kapiteln dieser Arbeit bereits dargestellt wurde, stellt die Wiederbefeuchtung trockengefallener Zellen ein besonderes Problem bei der Modellanwendung dar und führt häufig zu Konvergenzproblemen. Das wiederholte Trockenfallen bzw. Befeuchten von Zellen des Modellrasters, wie im Fall der Regenzeit des Trockenjahres 1987 gegeben, führte zu ernststen Problemen in der Modellanwendung, die auch durch die üblicherweise empfohlenen Maßnahmen nicht gelöst werden konnten (*Anderson und Woessner, 2002; Kresic, 2006*). Die Austrocknung und Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone während eines Trockenjahres führen dazu, dass die in dieser Zone ablaufenden Strömungsprozesse an Komplexität und Bedeutung gewinnen. Unter diesen Bedingungen ist die Anwendung eines Bodenwasserhaushaltsmodells unentbehrlich.

Für die Untersuchungen zur Bewirtschaftung alluvialer Grundwassersysteme, bei denen die Abbildung der Grundwasserneubildung bzw. eine gezielte Grundwasseranreicherung im Vordergrund steht, ist die Simulation von Trockenzeiten mit vernachlässigbarer Neubildung zunächst von untergeordneter Bedeutung. Bei der Modellierung des alluvialen Systems wurde sich daher auf die Abbildung des Systemverhaltens während der hydrologisch gemäßigten und feuchten Jahre beschränkt und auf weitere Modellstudien zum Trockenjahr 1987 verzichtet.

5 Wasserbewirtschaftung eines kleinen Einzugsgebietes mit alluvialen Grundwasserleiter

5.1 Grundwasserbewirtschaftung in der Trockenzeit - Erschließung durch Brunnen

Anhand des, für das untersuchte alluviale System bzw. den betreffenden Grundwasserleiter, aufgebauten, kalibrierten und verifizierten Grundwasserströmungsmodells können unterschiedliche Möglichkeiten der Grundwassererschließung bzw. –bewirtschaftung über den Einsatz von Förderbrunnen simuliert und näher untersucht werden. Natürlich ist die Zahl der Erschließungsmöglichkeiten durch Brunnen unendlich groß, so dass die Untersuchungen entsprechend zielgerichtet sowie unter Berücksichtigung repräsentativer Entscheidungskriterien, wie den Wasserversorgungsgrad oder die maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen, durchzuführen waren.

In den Kapiteln 3 und 4.1 der vorliegenden Arbeit wurden die sozialen und wirtschaftlichen Verhältnisse in Nordost-Brasilien, insbesondere im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha, vorgestellt und analysiert. Auf dieser Grundlage wurden zwei grundlegenden Prinzipien zur Wasserbewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasserleiter abgeleitet, welche wie folgt zusammengefasst werden können:

1. Ergänzung der Niederschläge bzw. regengestützten Landwirtschaft durch Bewässerung mit alluvialen Grundwasser, welches noch während der laufenden Regenzeit durch natürliche Grundwasserneubildung erneuert wird. Damit kann jährlich minimal eine Ernte gewährleistet werden, auch während extrem trockener, niederschlagsarmer Jahre und möglicherweise sogar in Dürrejahren.
2. In Feuchthjahren sowie den statistisch repräsentativen, hydrologisch gemäßigten Jahren kann durch intensive Bewässerung während der ersten drei Monate nach Ende der Regenzeit eine zweite Ernte ermöglicht werden. Dies setzt allerdings voraus, dass das alluviale Grundwasservorkommen effizient bewirtschaftet wird. Der Einsatz unterirdischer Dämme sowie kontrollierter Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasserspeichern bedarf dabei besonderer Beachtung. Eine dritte Anbauperiode ist auszuschließen, um den notwendigen Grundwasserrückhalt für die Trinkwasserversorgung zu gewährleisten.

Die ergänzende Bewässerung während der Regenzeit ist in Bezug auf ihren Bedarf extrem aleatorisch. Es ist weiterhin davon auszugehen, dass das entnommene Wasser i.d.R. durch die natürliche Grundwasserneubildung wieder ergänzt wird, da der Bewässerungsbedarf als Ergänzung der Wasserzufuhr aus Niederschlag im Allgemeinen gering ist. Die Untersuchun-

gen zur Systembewirtschaftung beschränken sich daher auf die ersten drei Monate der Trockenzeit.

Aufeinanderfolgende extrem trockene Jahre (Dürrejahre) würden allerdings eine Ausnahme darstellen. In diesem Fall wären bereits im zweiten Dürrejahr einerseits die Grundwasserreserve und auch die Grundwasserneubildung so gering und andererseits die Bedarf an ergänzender Bewässerung so groß, dass selbst diese Ernte nicht mehr gewährleistet wäre.

Die im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha im Zeitraum von 1986 bis 1989 erhobenen Daten enthalten gemäß Abbildung 4.4 drei trockene Perioden bzw. Trockenzeiten. Das Jahr 1987 kann trotz der erfolgten Niederschläge auf Grund der geringen Grundwasserneubildung als Dürrejahr betrachtet werden. Das Jahr 1988 ist als hydrologisch gemäßigt und die Jahre 1986 und 1989 als Feuchtjahre einzuordnen. Allerdings liegen sowohl für die Trockenzeit des Jahres 1989 als auch für die Regenzeit des Jahres 1986 weder Niederschlags- noch Grundwasserstandsmessungen vor. Auf dieser Datengrundlage soll im Folgenden mit Hilfe der kalibrierten Simulationswerkzeuge die Grundwassererschließung während der ersten drei Monate der Trockenzeit zur Gewährleistung der Bewässerung traditioneller Kulturpflanzen näher untersucht werden. Berücksichtigt wird dabei ein typisches Feuchtjahr (1986) sowie ein hydrologisch gemäßigtes, als im langfristigen Mittel repräsentatives Jahr (1988). Auf der Grundlage dieser Untersuchungen sollen Erkenntnisse hinsichtlich der wasserwirtschaftlichen Planung und des Betriebs kleiner alluvialen Aquifersystems gewonnen werden.

Für die Simulationsrechnungen wurden die Anfangsbedingungen berücksichtigt, die bereits im Rahmen der Modellkalibrierung zu guten Ergebnissen geführt hatten. Als Anfangsbedingung wurde also der am letzten Tag der jeweils vorangehenden Regenzeit gemessene Grundwasserstand eingesetzt.

5.1.1 Trockenzeit eines Feuchtjahres

Zur Untersuchung der Grundwassererschließung bzw. –bewirtschaftung während der Trockenzeit eines typisches Feuchtjahres wurde also das Jahr 1986 ausgewählt. Alternativ hätte ebenfalls das Jahr 1989 betrachtet werden können, da beide Jahre gegen Ende der Regenzeit ähnliche Grundwasserreserven aufweisen, wie den Grundwasserstandsdaten der Abbildung 4.4 entnommen werden kann.

Da für die Trockenzeit 1986 Grundwasserstandsmessungen vorliegen und dieser Zeitraum bereits für die Modellkalibrierung genutzt wurde, können die Simulationsergebnisse mit den Messwerten verglichen werden.

Als erste Bewirtschaftungsmaßnahme in Richtung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung wurde die Implementierung von Förderbrunnen bzw. ihr Einfluss auf das Systemverhalten näher untersucht. Festzustellen war, ob damit ohne Einführung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen die Bewässerung während der ersten drei Monate der Trockenzeit garantiert werden kann. Dazu wurden zunächst die im Untersuchungsgebiet bereits vorhandenen Beobachtungsbrunnen als Förderbrunnen angenommen. Als konstante Pumpenrate wurde der zuvor ermittelte durchschnittliche Wasserbedarf in Höhe von $475 \text{ m}^3/\text{d}$ bei den Modellrechnungen berücksichtigt. Dieser Bedarfswert wurde in Kapitel 4.1.2 für sämtliche Nutzungen im Untersuchungsgebiet ermittelt und wird im Wesentlichen durch den Bewässerungsbedarf bestimmt (s. Kapitel 4.1.2).

Im alluvialen Bereich des Einzugsgebiet liegen 8 landwirtschaftliche Betriebe, hier als Bewirtschaftungseinheiten bezeichnet, mit jeweils unterschiedlichem Wasserbedarf (Tab. 4.2). Zunächst wurde aber angenommen, dass jeder Betrieb durch einen eigenen Brunnen mit Wasser entsprechend des durchschnittlichen Bedarfs versorgt wird. Die vorhandenen 7 Brunnen konnten den entsprechenden Bewirtschaftungseinheiten zugeordnet werden. Es handelt sich um die Brunnen: PC2, PC4, PC5, PC6, PC7, PC8 und PC10 (s. Abb. 4.7). Die Beobachtungsbrunnen PC3 und PC9 liegen den Eintritt- und bzw. Austrittsgrenzen des modellierten Alluvialen recht nahe und blieben als potentielle Förderbrunnen unberücksichtigt. Für die 8. Bewirtschaftungseinheit wurde daher ein fiktiver Förderbrunnen (PCE) angenommen. Abbildung 5.1 zeigt die Position der für die Modellrechnungen der Trockenzeit des Jahres 1986 letztlich angenommenen Entnahmebrunnen, einschließlich des fiktiven Brunnens PCE:

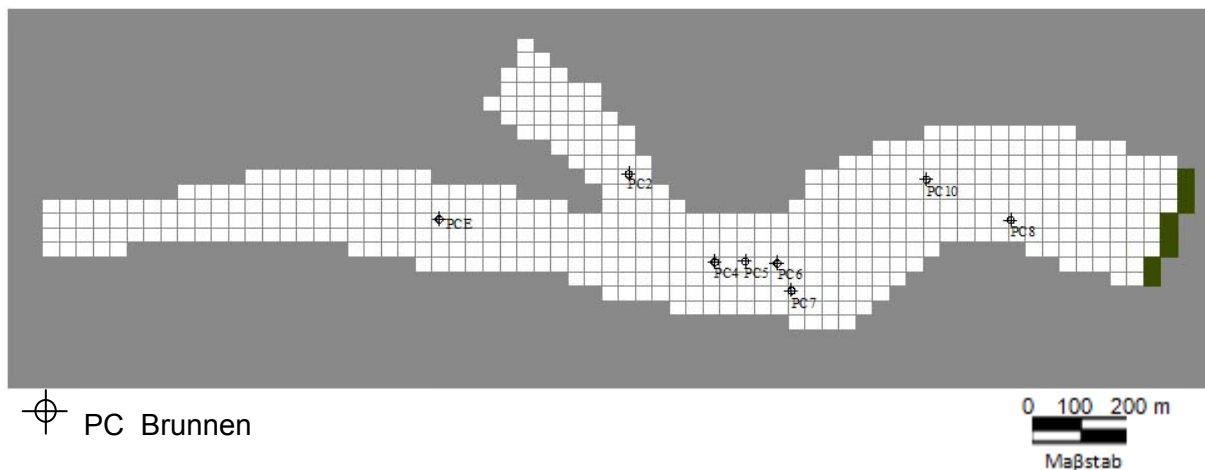


Abb. 5.1 Modell des alluvialen Systems mit Lage der fiktiven Entnahmebrunnen
(Simulation der Trockenzeit 1986)

Der Simulationszeitraum beginnt am 15. Juni 1986 und endet am 22. Februar 1987. Er entspricht damit dem Zeitraum, der bereits für die Modellkalibrierung während der Trockenzeit angesetzt wurde. Es handelt sich damit um einen beträchtlichen Zeitraum von insgesamt 8 Monaten, der sich vom Ende der vorangehenden bis zum Anfang der nachfolgenden Regenzeit ausdehnt.

Die Simulationsrechnungen sind damit nicht auf die ersten 3 Monate der Trockenzeit bzw. die Bewässerungsperiode beschränkt, sondern werden für die gesamte Trockenzeit durchgeführt, um die räumliche Reaktion des Grundwasserleiters auf die Wasserförderung zu untersuchen. Die oben festgelegte für sämtliche Brunnen konstante Pumpenrate wurde daher über die gesamte Trockenzeit hinweg angesetzt. Die Simulationsrechnungen liefern wertvolle Informationen hinsichtlich der erzielten Bewirtschaftung des alluvialen Grundwasservorkommens. Die Abbildungen 5.2 bis 5.4 zeigen die Grundwasserstände ohne und mit Förderung für jeden Entnahmebrunnen. Von großer Bedeutung für die Grundwasserbewirtschaftung ist die maximale mögliche Betriebszeit der Brunnen, die aus den Abbildungen hervorgeht. Sie entspricht dem Zeitpunkt, an dem der betrachtete Brunnen trocken fällt. Die Geländeoberkante (GOK) und Brunnensohle sind in den nachfolgenden Abbildungen durch eine rote Linie gekennzeichnet.

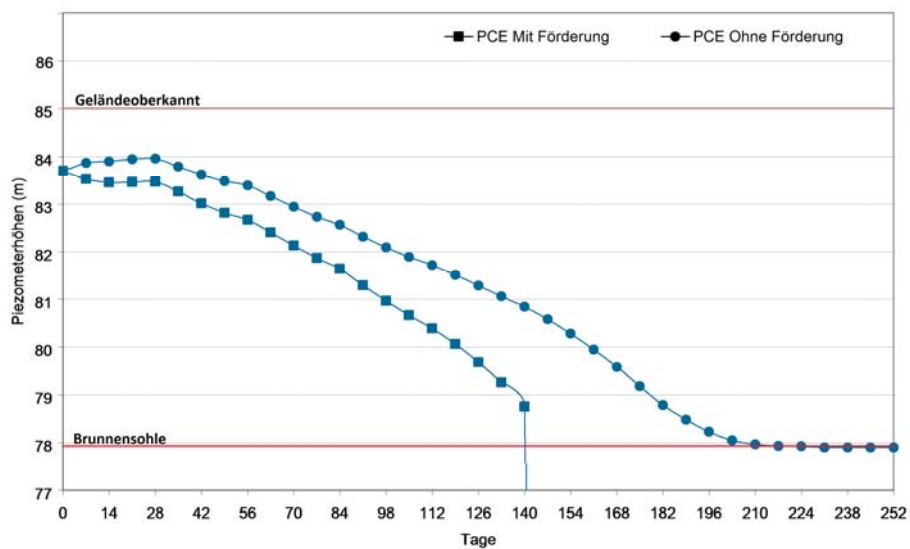
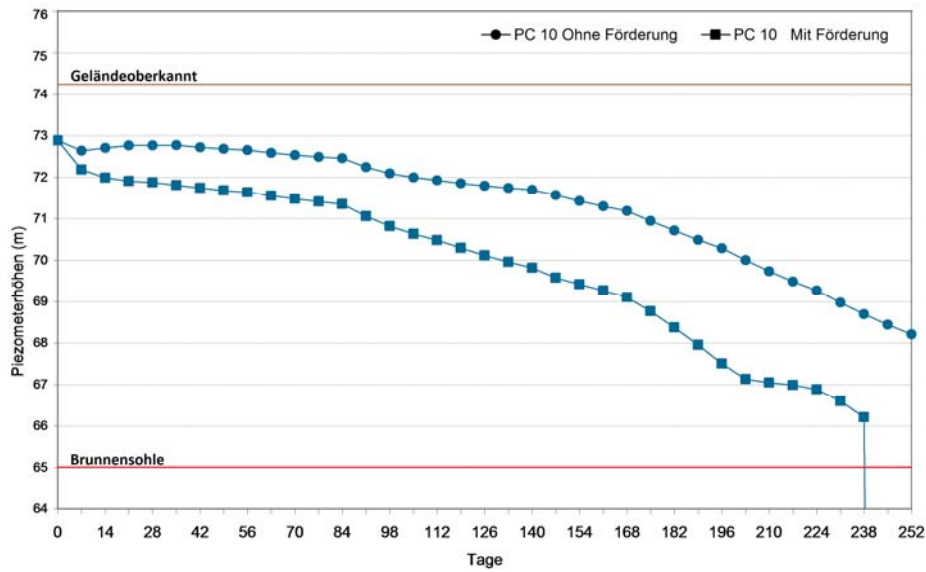
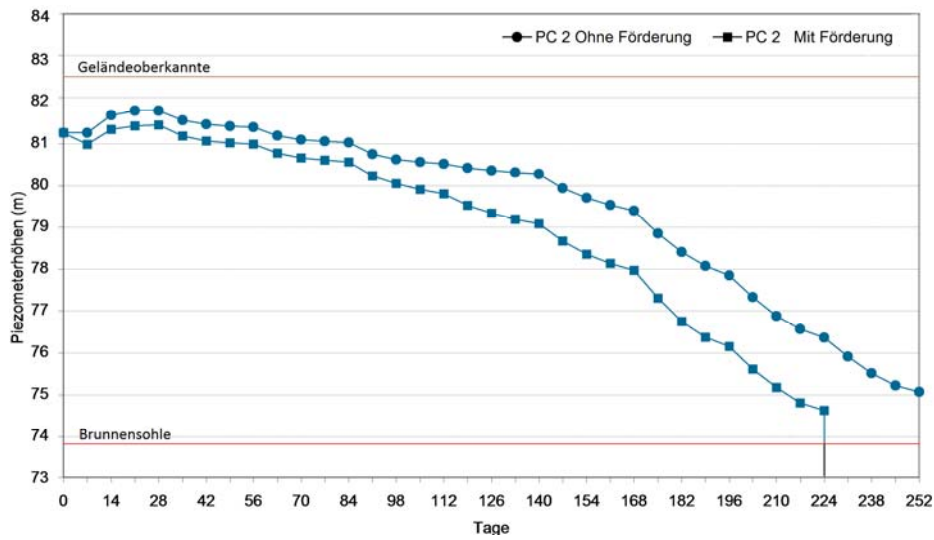
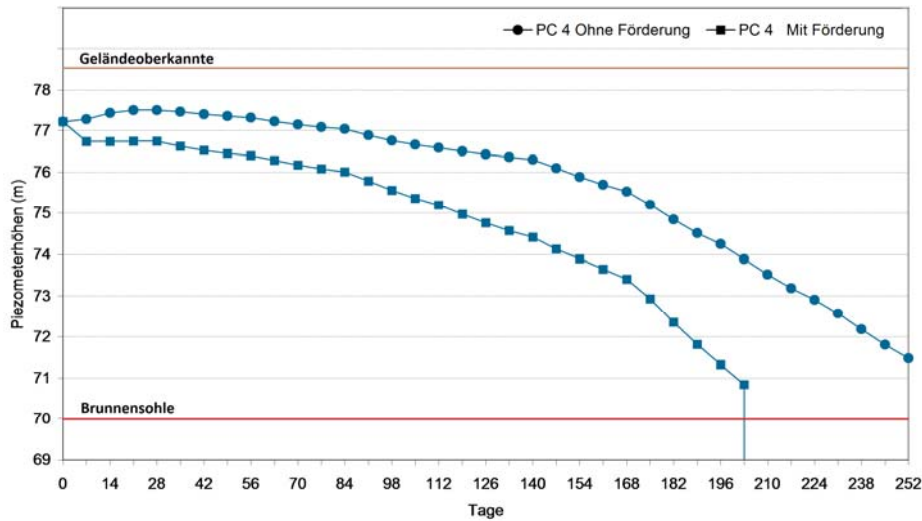


Abb. 5.2 PC10, PCE: Grundwasserstandsganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986)

A.



B.



C.

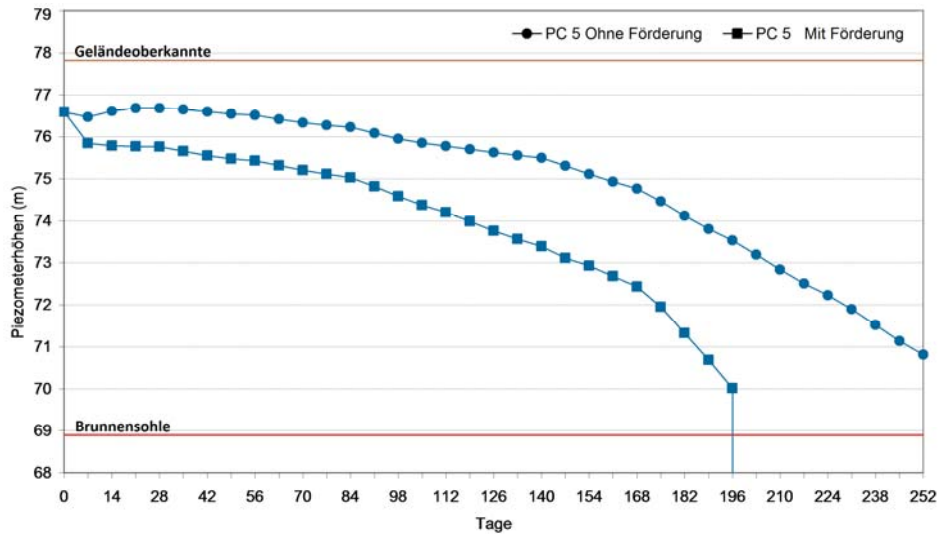
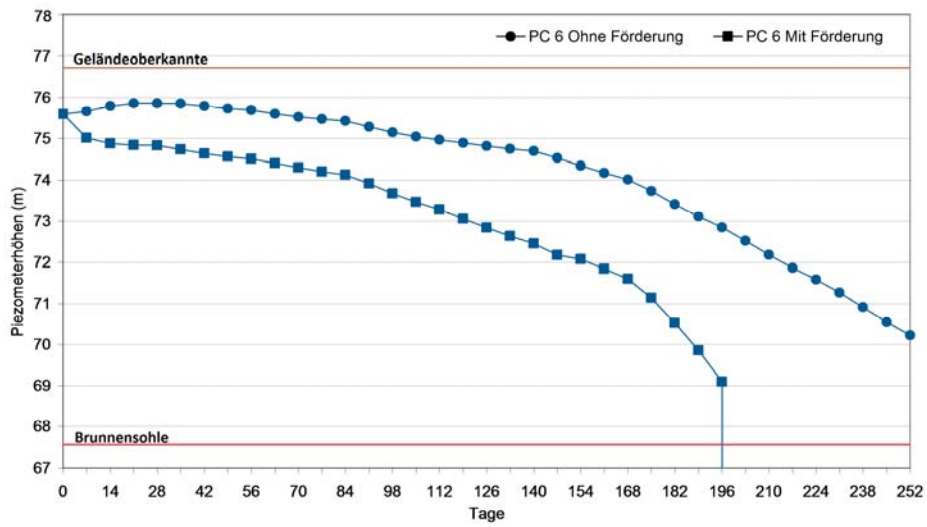
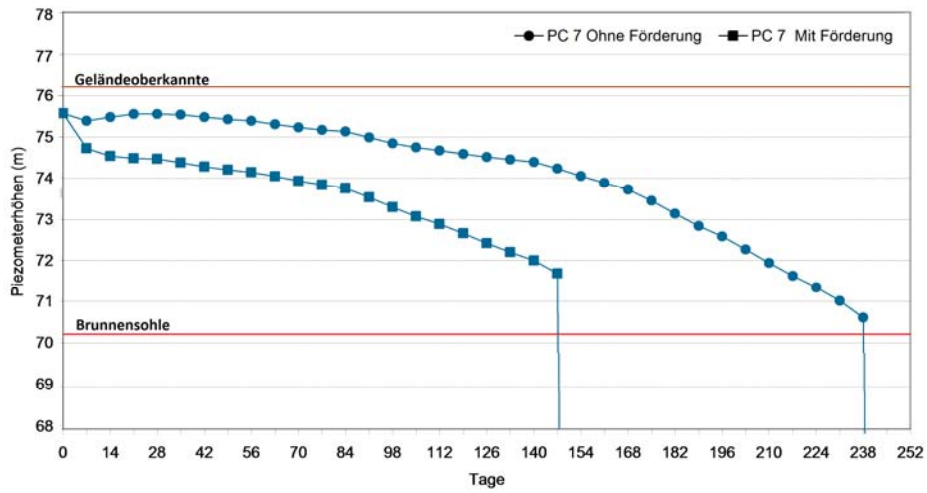


Abb. 5.3 PC2, 4, 5: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986)

A.



B.



C.

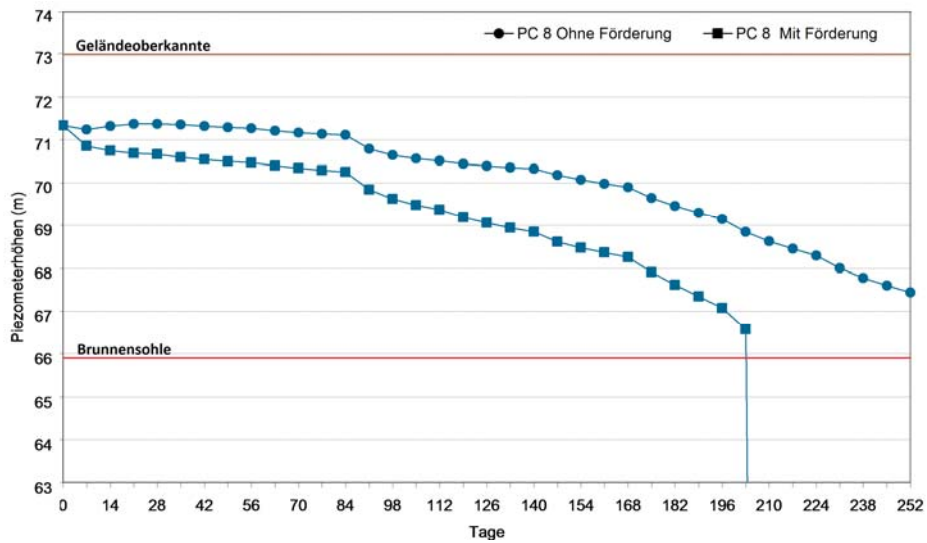


Abb. 5.4 PC6, 7, 8: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1986)

Tabelle 5.1 stellt zusammen, welche Brunnen während Trockenzeit 1986 wann versiegt bzw. trocken gefallen sind. Unterschieden wird dabei zwischen den Fällen mit und ohne Grundwasserentnahmen durch die Brunnen.

Tab. 5.1 Betriebszeit der Entnahmebrunnen während der Trockenzeit 1986*

Brunnen	ohne Förderung	mit Förderung	
	versiegt am	versiegt am	Förderperiode (Tage)
PC 2	fällt nicht trocken	02/01/1987	231
PC 4	fällt nicht trocken	11/01/1987	210
PC 5	fällt nicht trocken	04/01/1987	203
PC 6	fällt nicht trocken	04/01/1987	203
PC 7	15/02/1987 (245 Tage)	16/11/1986	154
PC 10	fällt nicht trocken	15/02/1987	245
PC 8	fällt nicht trocken	11/01/1987	210
PCE	11/01/1987 (210 Tage)	02/11/86	140

* Simulationszeitraum: 15/06/86 bis 22/02/87

Im Hinblick auf den Bewässerungsbetrieb von drei Monaten für die traditionell angebauten Feldfrüchte kann festgestellt werden, dass dieser für jede Betriebseinheit gewährleistet wäre, da die mögliche Betriebsdauer sämtlicher Förderbrunnen größer als 90 Tage ist. Außerdem könnte, mit Ausnahme der Bewirtschaftungseinheiten 7 und E bzw. der Brunnen PC7 und PCE, die vor Ablauf von 6 Monaten versiegen, sogar eine weitere dreimonatige Bewässerungsperiode in Betracht gezogen werden.

Die Simulationsergebnisse zeigen auch den Einfluss der natürlichen Grundwasserströmung auf die Entleerung des Grundwasserleiters bzw. den Grundwasserstand ohne Wasserentnahme durch die Brunnen. Während eines Feuchtjahres fällt, mit Ausnahme von PC7, keiner der Brunnen trocken, so dass eine gewisse Grundwasserreserve über die gesamte Trockenzeit hinweg zur Verfügung stünde.

Die Ausdehnung des Bewässerungsbetriebes auf insgesamt 2x3 Monate birgt allerdings selbst während eines Feuchtjahres gewisse Risiken. Variabilitäten in der Niederschlagsverteilung während der Regenzeit sowie hinsichtlich der Grundwasserneubildung und hohe Evapotranspirationsraten während der extrem heißen Sommermonate können zu einem vorzeitigen Trockenfallen einzelner Brunnen führen. Dadurch könnten die Grundwasserreserven während der Trockenzeit vorzeitig aufgebraucht werden, wodurch die zweite Ernte nicht mehr gewährleistet wäre. Die Übernutzung des Aquifers würde tiefliegende Grundwasserstände verursachen mit schwerwiegenden Folgen für die nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwasserleiters im darauffolgenden Jahr. In diesem Zusammenhang soll erneut die Be-

deutung der Anfangsbedingung bzw. des zu Beginn der Trockenzeit gespeicherten Grundwassers für die Bewirtschaftung alluvialer Grundwasserleiter hervorgehoben werden.

Theoretisch ließen sich nun hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Brunnen, ihrer Anzahl sowie ihres Betriebs weitere Bewirtschaftungsalternativen entwickeln und modelltechnisch untersuchen, um optimale Betriebsregeln zu entwickeln oder die Bewässerungsfläche zu vergrößern. Hierbei ist allerdings in Betracht zu ziehen, dass das Jahr 1986 ein Feuchtjahr war und insofern hinsichtlich des Niederschlags und der Grundwasserneubildung Extremwerte repräsentiert. Von weitaus größerer Bedeutung waren daher die Untersuchungen für ein in hydrologischer und hydrogeologischer Hinsicht gemäßigtes, durchschnittliches Jahr, durch das die im langfristigen Mittel auf den alluvialen Grundwasserleiter wirkenden Bedingungen besser repräsentiert werden.

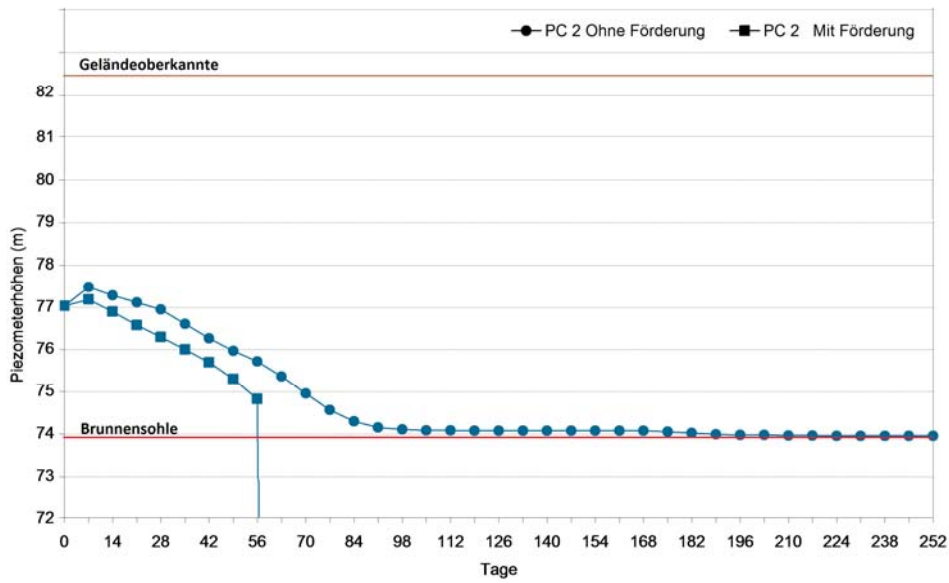
5.1.2 Trockenzeit eines gemäßigten Jahres

Im Jahr 1988 waren die Grundwasserstände gegen Ende der Regenzeit bzw. zu Beginn der Trockenzeit im Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha deutlich geringer als im Feuchtjahr 1986 (s. Abb. 4.4). Dies ist im Wesentlichen auf die deutlich geringeren Niederschläge in 1988 und im Vergleich zu 1986 reduzierte Grundwasserneubildung zurückzuführen. Das Jahr 1988 wird hier als Beispiel eines hydrologisch gemäßigten Jahres für die weiteren Untersuchungen zur Systembewirtschaftung herangezogen. Sowohl in Hinblick auf den Niederschlag als auch die Grundwasserneubildung handelt es sich um hydrologisch durchschnittliche Verhältnisse am Untersuchungsstandort (s. Kap. 4.2.3).

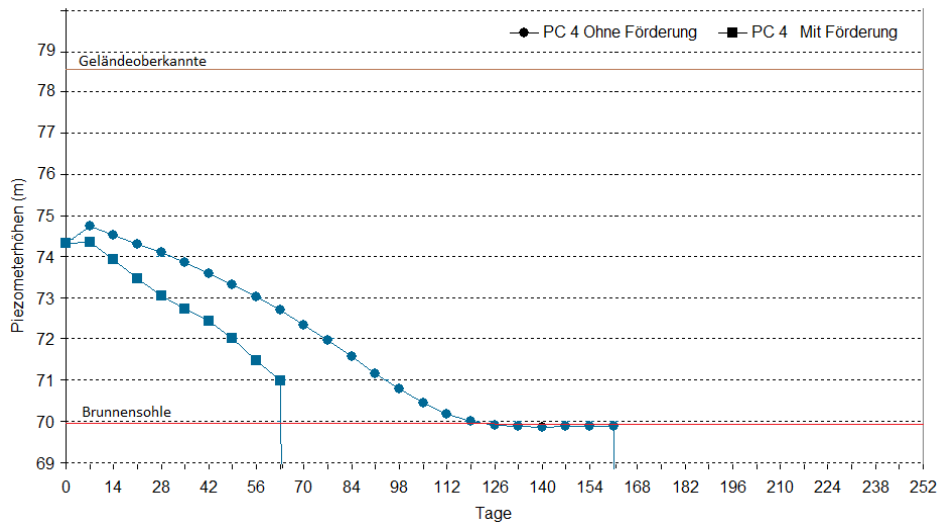
Der Simulationszeitraum beginnt am Anfang der Trockenzeit, dem 10. Juli 1988 und endet am 19. März 1989. Die Gesamtdauer beträgt damit 252 Tage bzw. 36 Wochen oder etwa 8 Monaten. Für die Simulationsrechnungen wurde wiederum das für die allgemeine Trockenzeit kalibrierte Grundwasserströmungsmodell eingesetzt. Auch die oben getroffenen Annahmen hinsichtlich Lage der Brunnen und ihres Betriebs wurden vollständig übernommen. Das bedeutet, dass wiederum sämtliche Beobachtungsbrunnen, mit Ausnahme von PC3 und PC9, berücksichtigt wurden. Letztere befinden sich in ungünstiger Lage nahe der Modellgrenzen. Auch der zuvor eingeführte fiktive Brunnen PCE wurde weiterhin berücksichtigt. Für das gemäßigte Jahr 1988 war für eine durchschnittliche Grundwasserentnahmerate von 475 m³/d pro Brunnen zu untersuchen, ob der Brunnenbetrieb während der ersten drei Monate (90 Tage) nach Beginn der Trockenzeit aufrechterhalten werden kann.

Die Simulationsergebnisse sind in den Abbildungen 5.5 bis 5.7 graphisch dargestellt. Wiederrum wird zwischen den Fällen ohne und mit Förderung unterscheiden, um den Einfluss der Grundwasserentnahme auf dem alluvialen Grundwasservorrat besser analysieren zu können.

A.



B.



C.

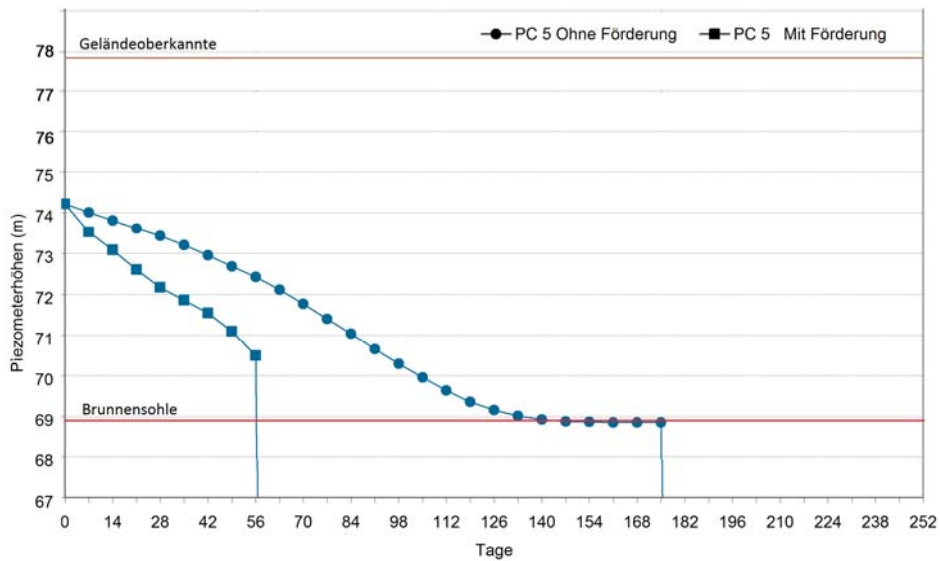
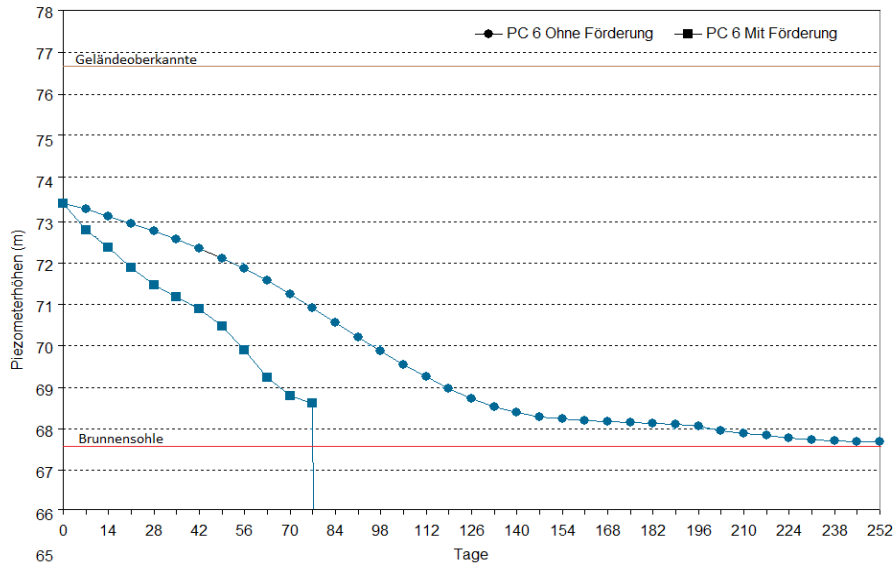
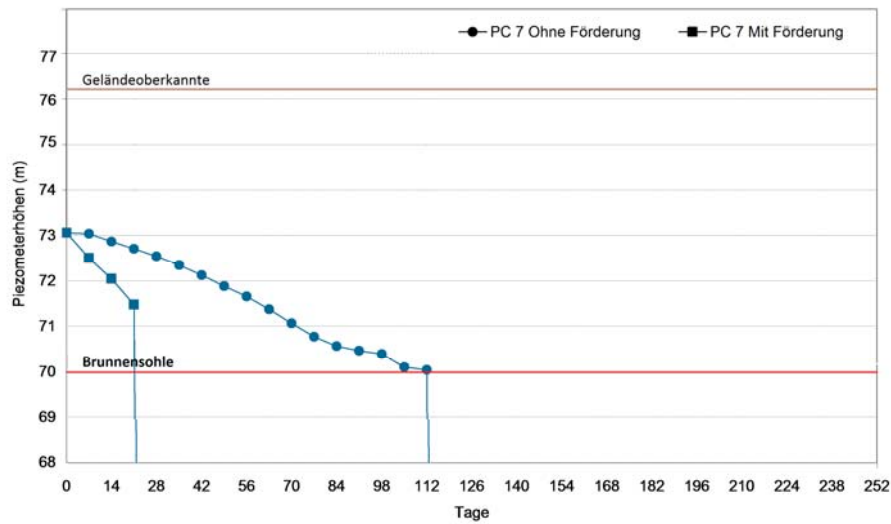


Abb. 5.5 PC2, 4, 5: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988)

A.



B.



C.

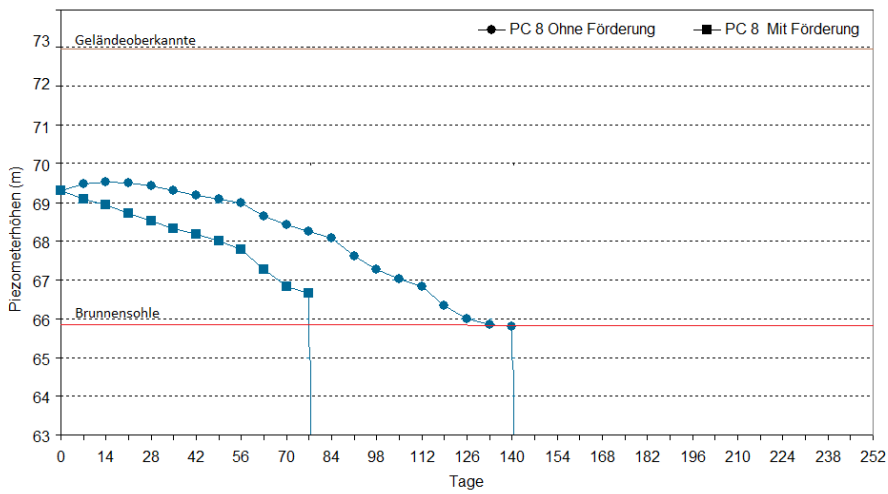
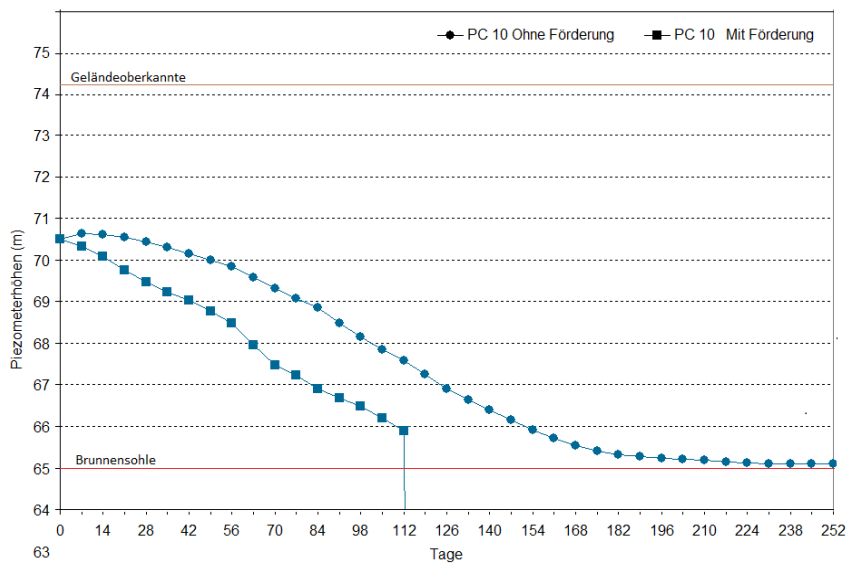


Abb. 5.6 PC6, 7, 8: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988)

A.



B.

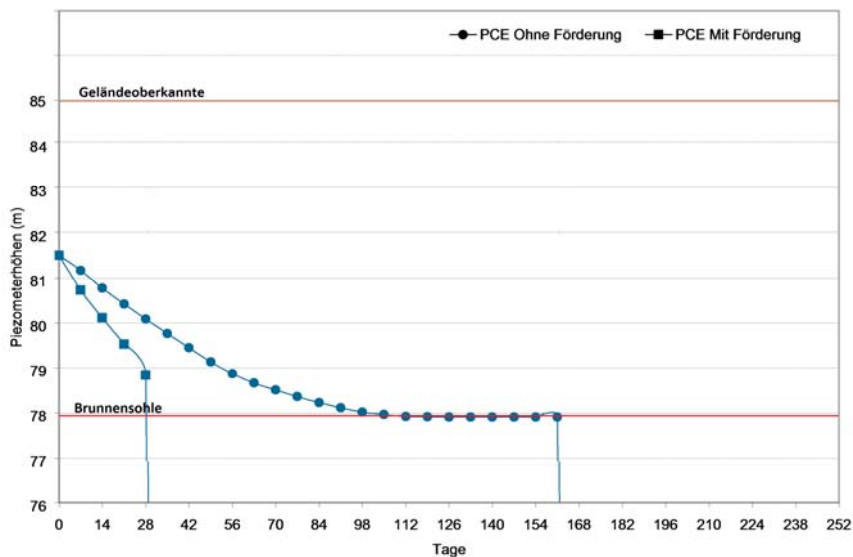


Abb. 5.7 PC10, PCE: Grundwasserganglinien mit und ohne Förderung (Trockenzeit 1988)

Anhand der Ganglinien der Abbildungen 5.5 bis 5.7 lässt sich erkennen, wann die Brunnen sowohl mit als auch ohne Grundwasserentnahmen trockenfallen. Dies zeigt sich an der plötzlichen Unterbrechung der entsprechenden Ganglinien. Ohne die Entnahmen fallen drei der Brunnen nicht trocken. Bei konstanter Grundwasserentnahme entsprechend des berechneten Wasserbedarfs fallen dagegen sämtliche Brunnen trocken. Generell fallen die davon betroffenen Brunnen bei Wasserförderung natürlich eher und bei einem etwas höheren Grundwasserstand trocken ($\Delta h \approx 1,0$ m). Das bedeutet, dass obwohl der Grundwasserstand in Brunnennähe noch deutlich über der Brunnensohle liegt, kann der Brunnen auf Grund der signifikanten Pumpenrate und damit verbundener Absenkung des Grundwasserstands nicht

mehr fördern. Dies führt zu einem frühzeitigen Versiegen der Brunnen im Fall der Wasserförderung bzw. des Pumpbetriebs.

Tabelle 5.2 stellt zusammen, welche Brunnen während Trockenzeit 1988 wann versiegt bzw. trocken gefallen sind. Unterschieden wird wiederum zwischen den Fällen mit und ohne Grundwasserentnahmen durch die Brunnen.

Die Unterschiede zu den für die Trockenzeit des Feuchtjahres 1986 erzielten Ergebnissen sind deutlich erkennbar. Im vorliegenden Fall eines gemäßigten Jahres fallen sämtliche Brunnen, von PC10 abgesehen, vor Ablauf von 90 Tagen trocken. Im Fall eines typischen Feuchtjahres dagegen konnten die Mehrzahl der Brunnen über mehr als 6 Monate betrieben werden.

Tab. 5.2 Zustand der geförderten Brunnen in der Trockenzeit 1988

Brunnen	Ohne Förderung	Mit Förderung	
	Trockengefallen am	Trockengefallen am	Betriebsperiode
PC 2	fällt nicht trocken	04/09/88	56
PC 4	18/12/88 (161 Tage)	11/09/88	63
PC 5	01/01/89 (175 Tage)	04/09/88	56
PC 6	fällt nicht trocken	25/09/88	77
PC 7	30/10/88 (112 Tage)	31/07/88	21
PC 10	fällt nicht trocken	30/10/88	112
PC 8	27/11/88 (140 Tage)	25/09/88	77
PCE	18/12/88 (161 Tage)	07/08/88	28

Die bislang erzielten Ergebnisse liefern wichtige Erkenntnisse in Bezug auf die Versorgungssicherheit in Abhängigkeit von den vorherrschenden hydrologischen bzw. hydrogeologischen Verhältnissen. Auf der Grundlage der recht kurzen Niederschlags- und Grundwasserstandszeitreihen für das Untersuchungsgebiet wird angenommen, dass es sich im Fall des Jahres 1988 um hydrologisch gemäßigte, d.h. durchschnittliche Bedingungen handelt. Es ist allerdings davon auszugehen, dass im Fall einer langfristigen Betrachtungsweise ein typisch gemäßigtes Jahr tendenziell noch etwas feuchtere Bedingungen als das vorliegende Jahr 1988 aufweisen dürfte. Diese Annahme beruht im Wesentlichen darauf, dass sich das Jahr 1988 an ein extrem trockenes Jahr anschließt, so dass die Grundwasserneubildung im Mittel etwas größte ausfallen dürfte.

Diese Schlussfolgerung ist für sämtliche sich nun anschließenden Untersuchungen zur Grundwasserbewirtschaftung unter hydrologisch gemäßigten Bedingungen auf der Grundla-

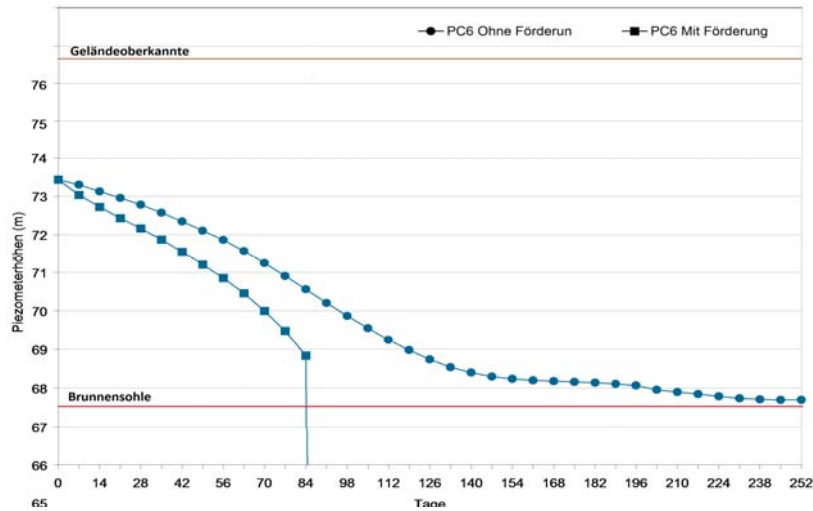
ge des Jahres 1988 von Bedeutung, da davon ausgegangen werden kann, dass kritische Bedingungen bzw. Systemzustände im langfristigen Mittel tendenziell nicht unterschätzt werden.

Tabelle 5.2 zeigt durchaus keine zufriedenstellenden Ergebnisse hinsichtlich der Effizienz des Systembetriebs bzw. der Wasserbedarfsdeckung für die Bewässerung. Hieraus ergab sich die Notwendigkeit, durch Einführung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen den Systembetrieb zu verbessern. Dies erfordert eine transparente und zielgerichtete Vorgehensweise. Somit wurde der Versuch unternommen, durch die schrittweise Einführung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen den Systembetrieb sukzessiv zu verbessern.

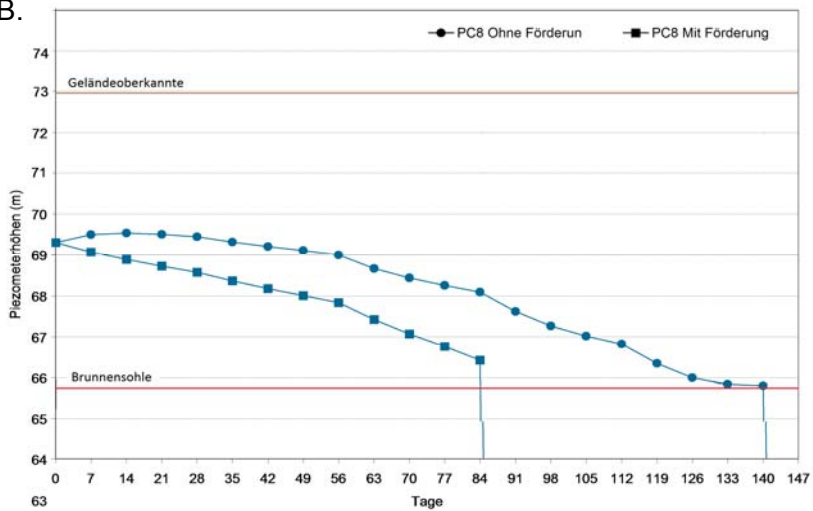
Als einfachste Änderung des Systembetriebs wäre zunächst eine Verminderung der Anzahl der Förderbrunnen in Betracht zu ziehen. Weitere Verbesserungsmöglichkeiten ergeben sich aus einer räumlichen Umverteilung der Pumpbrunnen. Für diesen Schritt wären allerdings nicht nur hydrogeologische, sondern auch sozio-ökonomische Aspekte zu berücksichtigen. Beispielsweise könnte durch die Verringerung der Bewässerungsfläche einiger landwirtschaftlicher Betriebe oder die gemeinsame Nutzung von Brunnen-, Rohren- und Pumpenanlagen die Effizienz der Wassernutzung bzw. -versorgung weiter gesteigert werden. Dies verdeutlicht den hohen Grad an Komplexität der nachhaltigen Bewirtschaftung alluvialer Grundwasserleiter im ländlichen Bereich unter semiariden Bedingungen. Darüber hinausgehend sind die folgenden zwei Bewirtschaftungsmaßnahmen näher zu untersuchen. Dies ist einerseits der Einsatz unterirdischer Dämme sowie andererseits die Zwischenspeicherung der Niederschläge in Oberflächenwasserspeichern und kontrollierte Grundwasseranreicherung mit Oberflächenwasser. Es ist zu erwarten, dass beide Maßnahmen das Systemverhalten günstig beeinflussen und damit zur Verbesserung der Grundwasserbewirtschaftung beitragen können. Dies ist in folgenden Unterkapiteln näher zu untersuchen.

Zunächst sollen jedoch die Auswirkungen von Änderungen im Betrieb der Förderbrunnen auf das Systemverhalten untersucht werden. Im Folgenden wurde daher die Anzahl der Förderbrunnen sowie ihr Betrieb variiert, um den die Wasserversorgung zu verbessern bzw. den Gesamtwasserbedarf während der ersten drei Monate der Trockenzeit in von Höhe $475 \text{ m}^3/\text{d}$ decken zu können. Die Simulationsrechnungen führten zu folgendem Ergebnis: Die besten Ergebnisse konnten letztlich erzielt werden, als ausschließlich die Brunnen PC6, PC8 und PC10 betrieben wurden. Eine weitere Ernte zu Beginn der Trockenzeit eines hydrologisch gemäßigten Jahres kann allerdings ohne die Einführung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht mit Sicherheit garantiert werden, da die Brunnen PC6 und 8 erneut bereits vor Ablauf der 3-monatigen Bewässerungszeit trocken fallen. Abbildung 5.8 zeigt, dass ausschließlich am Brunnen PC10 über den gesamten Bewässerungszeitraum hinweg gefördert werden kann. Die Simulationsrechnungen ergaben auch, dass durch eine räumliche Umverteilung der Förderbrunnen mit Variation der Anzahl der Brunnen keine weitere Verbesserung hinsichtlich der Wasserbedarfsdeckung erreicht werden kann.

A.



B.



C.

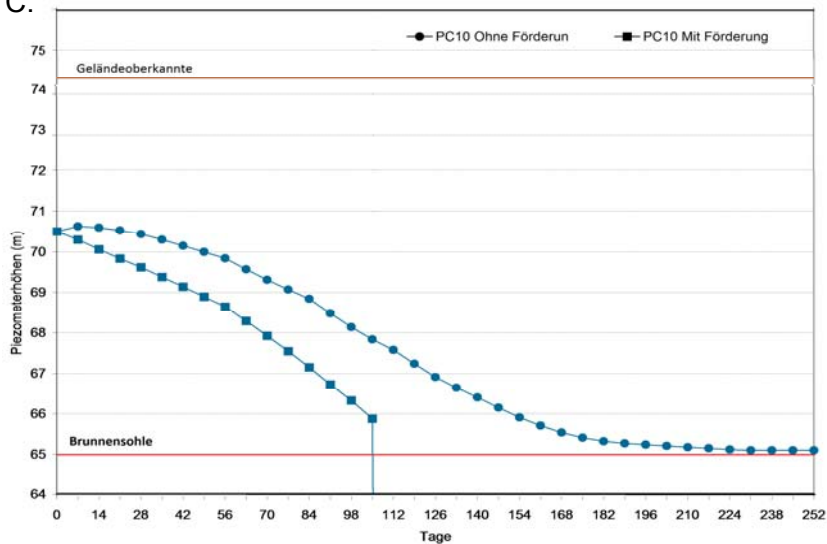


Abb. 5.8 Grundwasserstandsganglinien bei Betrieb der Förderbrunnen PC6, 8 und 10 (Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988)

Aus den bisherigen Untersuchungen konnte folglich geschlossen werden, dass der Wasserbedarf, insbesondere für die Bewässerung, während der Trockenzeit eines in Bezug auf das Wasserdargebot durchschnittlichen Jahres allein durch Optimierung des Brunnenbetriebs nicht mit Sicherheit gedeckt werden kann. Dagegen könnte der Bewässerungsbetrieb während eines Feuchtjahres über mehrere Monate der Trockenzeit hinweg problemlos aufrechterhalten werden.

Generell besteht natürlich die Möglichkeit durch die Verringerung der Bewässerungsfläche den Gesamtwasserbedarf zu reduzieren und auf diese Weise zumindest eine Ernte zu Beginn der Trockenzeit zu garantieren. Dies soll auf Grund des negativen Einflusses auf die Sozio-Ökonomie des ländlichen Standortes vorerst jedoch nicht unter Betracht gezogen werden. Zunächst soll der Einfluss der von unterirdischen Dämmen sowie Oberflächenwasserspeicher mit kontrollierter Grundwasseranreicherung auf das nutzbare Grundwasserdargebot und die Wasserbedarfsdeckung näher untersucht werden.

5.1.3 Trockenzeit eines trockenen Jahres

Die Entwicklung der Grundwasserstandsganglinien während des Trockenjahres 1987 im Vergleich zum gemäßigten Jahr 1988 weist darauf hin, dass im Trockenjahr ein deutlich geringeres Grundwasserdargebot zur Verfügung stand (s. Abb.4.4). Bereits für das gemäßigte 1988 Jahr konnte allein mit Hilfe eines effizienten Brunnenbetriebs die Bewässerung nicht über die ersten 3 Monate der Trockenzeit hinweg gewährleistet werden. Daher war zu erwarten, dass auch für das Trockenjahr 1987 ohne die Implementierung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen keine Bewässerung während der Trockenzeit aufrechterhalten werden kann. Auf weitergehende Untersuchungen des Brunnenbetriebs und der Auswirkungen auf das Systemverhalten wurde daher verzichtet.

5.2 Wasserbewirtschaftung mit unterirdischem Damm

Wie bereits in der vorliegenden Arbeit angesprochen wurde, wurden in Nordost-Brasilien in der Vergangenheit vielerorts unterirdische Dämme implementiert, um alluviales Grundwasser zurückhalten bzw. speichern zu können. Die Grundwassererschließung über Schachtbrunnen erfolgte dabei rein empirisch. Hinsichtlich der Bewirtschaftung dieser Systeme, insbesondere unterirdischer Dämme in alluvialen Grundwasserleitern, herrscht ein Mangel an wissenschaftlichen Kenntnissen.

Die langfristige Einflussnahme eines solchen künstlichen Eingriffs in die Grundwasserströmung, die der Bau unterirdischer Dämme darstellt, wird im Rahmen seiner Implementierung bislang als vernachlässigbar angenommen. Als Rohstoff für den Dammkörper werden häufig sogar umweltbedenkliche Materialien wie Plastikgewebe oder alte Reifen verwendet. Hier ergibt sich ein enormes Umweltgefährdungspotential. Als potentielle Auswirkung des Dammbaus soll auch der Anstieg der Salzkonzentration im Grundwasser genannt werden, der sich durch die Unterbrechung des normalen Strömungsvorgangs ergeben kann mit u.U. nachteiligen Folgen für die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen. Nach Montenegro et al. (2000) besteht bei flach anstehendem stagnierendem Grundwasser insbesondere durch die Verdunstung ein hohes Versalzungsrisiko. Ein unterirdischer Damm darf eigentlich nicht völlig undurchlässig sein und würde zu einer vollständigen Unterbrechung der Grundwasserströmung führen. Der Damm soll die Strömung vielmehr verzögern und nicht unterbrechen, um für einen ausreichenden unterirdischen Wasserrückhalt zu sorgen und den Betrieb der Förderbrunnen gewährleisten zu können.

Die rationale Bewirtschaftung eines mit unterirdischem Damm ausgestatteten alluvialen Grundwasserleiters ist also unentbehrlich, um die knappen Wasserressourcen effizient nutzen zu können und unerwünschte Folgen, wie die Versalzung der Böden, zu vermeiden. Die Anwendung mathematischer Grundwassermodelle zeigt sich als ein geeignetes Werkzeug für die Entwicklung von Bewirtschaftungsstrategien, wie aus den folgenden Simulationsrechnungen, unter Berücksichtigung fiktiver unterirdischer Dämme, deutlich wird. Bau und Modellierung solcher Anlagen werden in dem Zusammenhang diskutiert.

5.2.1 Bau und Modellierung von unterirdischen Dämmen

Das geeignete Material für den Bau unterirdischer Dämme ist weder ein leichtes und billiges Plastikgewebe, noch eine schwere und teure Steinmauer. Als geeignetes Material bietet sich stattdessen der lokal anstehende Boden an. Zwischen den Sedimenten alluvialer Bereiche findet man stets auch Ton und Schluff, die häufig in Form von Linsen ausgebildet sind und eine deutlich geringere Durchlässigkeit besitzen als die sie umgebenden Sandschichten. Wenn dieses Vorkommen zum Dammbau nicht ausreichend sein sollte, so kann auf Ton- und Schluffvorkommen der Flussufer oder sogenannten alluvialen Terrassen zurückgegriffen

werden. Während des Bauvorgangs kann die Durchlässigkeit des aus ausgewählten Bodenmaterialien bestehenden Dammkörpers durch technische Maßnahmen, wie den Einsatz schwerer Baumaschinen bzw. die kontrollierte Verdichtung und Anfeuchtung des Bodens, beeinflusst werden, um ein Durchlässigkeitsverhältnis zu erreichen, welches die normale Grundwasserströmung verzögert und einen gewissen Wasserfluss durch das Bauwerk erlaubt. Diese schwer erfassbaren Durchlässigkeitsgrenzwerte können nur mit Hilfe der Grundwassermodellierung zuverlässig bestimmt werden, da hinsichtlich der Durchlässigkeitseigenschaften des unterirdischen Damms und der Wechselwirkung mit seiner Umgebung sowie den hydrologischen Verhältnissen unterschiedliche Fälle im Detail untersucht werden können.

Im Computerprogramm *PMWINpro* können unterirdische Dämmen als Barriere zur horizontalen Grundwasserströmung simuliert werden. Entsprechend der gewählten Dammposition werden Modellzellen markiert, an denen die Wirkung des unterirdischen Damms zum Tragen kommt. Weiterhin wird die Barriere durch einen Leakage-Faktor gekennzeichnet, der sich aus dem Quotienten zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit des Damm-Materials und der Dammbreite ergibt. In Rahmen der Modellrechnungen bedeutet aber die Einführung einer Barriere horizontal zur Grundwasserströmung nicht nur eine Veränderung der früheren Randbedingungen, sondern ergibt auch die Notwendigkeit, neue Anfangsbedingungen festzulegen. Dies soll im Folgenden erläutert werden.

Der Bau eines unterirdischen Damms erfolgt üblicherweise gegen Ende der Trockenzeit eines eher trockenen Jahres. Bereits in der sich anschließenden Regenzeit werden Grundwasserströmung, unterirdischer Wasserrückhalt und damit auch die Grundwasserneubildung durch den Damm entscheidend beeinflusst. Gegen Ende der Regenzeit wird sich eine räumliche Verteilung des Grundwasserstands einstellen, die den geänderten Systembedingungen entspricht. Dieser neue Systemzustand zu Beginn der Trockenzeit ist bei den Simulationsrechnungen als Anfangsbedingung zu berücksichtigen.

Auch die Wahl des Dammstandortes kann mit Hilfe von Modellrechnungen unterstützt werden. Hier sind nicht ausschließlich die topographischen Verhältnisse bzw. Systemabmessungen, wie ein besonders enger und flacher alluvialer Querschnitt, sondern auch das speicherbare Wasservolumen sowie die Verweildauer des Wassers im alluvialen System von Bedeutung. Weitere Entscheidungskriterien, wie die Dammwirkung auf bestehende oder geplante Brunnenanlagen bei unterschiedlicher Förderrate können dabei im Modell untersucht und bei der Wahl eines geeigneten Dammstandortes berücksichtigt werden. Lage und Betrieb der Förderbrunnen in Abhängigkeit von der Dammposition beeinflussen die Systembewirtschaftung und sind entsprechend zu variieren bzw. bei der Wahl des Dammstandortes mit zu berücksichtigen. Die folgenden Untersuchungen zur Erschließung alluvialer Grundwassersysteme mit Hilfe von unterirdischen Dämmen stützen sich daher auf Simulationsrechnungen.

5.2.2 Simulation mehrerer unterirdischen Dämme für das gemäßigte Jahr 1988

Die Simulation unterirdischer Dämme im alluvialen Aquifer Catolé do Rocha zielen darauf ab, die erwarteten positiven Auswirkungen dieser wasserbaulichen Maßnahme auf das Systemverhalten und die -bewirtschaftung bzw. zu untersuchen. Die Auswirkungen sollen anhand der maximalen Betriebsdauer der Förderbrunnen bzw. der möglichen Grundwasserentnahme beurteilt werden.

Wie oben bereits dargestellt wurde, stellt die Nutzung des alluvialen Grundwasserleiters für die Bewässerung während eines Feuchtjahres, wie z.B. das Jahr 1986, kein Problem dar. Das Grundwasserdargebot ist ausreichend, um den Bewässerungswasserbedarf während mehrerer Monate der Trockenzeit zu decken und den Betrieb der Brunnen zu gewährleisten. Bereits während eines repräsentativen hydrologisch gemäßigten Jahres, wie das Jahr 1988, kann der Wasserbedarf für die Bewässerung aus alluvialem Grundwasser, wie die bisherigen Untersuchungen zeigen, nicht mit Sicherheit gedeckt werden (s. Kap.5.1.2). Für das repräsentative Jahr 1988 war daher zu untersuchen, ob mit Hilfe der Implementierung unterirdischer Dämme in Kombination mit einer räumlichen Umverteilung der Förderbrunnen die Bewirtschaftung maßgeblich verbessert werden kann.

Zur Identifizierung geeigneter Standorte für die Implementierung unterirdischer Dämme war zunächst die Geometrie des alluvialen Systems näher zu untersuchen. Die Identifizierung alluvialer Querschnitte mit geringer Breite und Tiefe würde die Bauarbeiten vereinfachen und die Konstruktionskosten senken. Ein solcher idealer Querschnitt ist aber schwer zu finden, da die Erosionsvorgänge, die dem alluvialen Tal auf kristallinem Gestein zugrundeliegen, von Natur aus entgegengesetzt wirken; d.h. enge Querschnitte mit geringer Breite sind i.d.R. mit einer größeren Mächtigkeit der alluvialen Schichten verbunden. Auch die Topographie und Systemgeometrie in der Umgebung geeigneter alluvialer Querschnitte ist bei der Standortwahl mit zu berücksichtigen. Die oberhalb des Damms liegenden alluvialen Schichten sollten eine ausreichende Größe bzw. Mächtigkeit besitzen, um Grundwasser in ausreichender Menge zurückhalten zu können. Auch die Lage der Förderbrunnen war in Betracht zu ziehen und nimmt Einfluss auf die Standortwahl. Die Planung des Damms und der Brunnen hat integral zu erfolgen. Eine erste Beurteilung der System-Geometrie ermöglichte das Modell selbst. Die Tiefe und Position jeder Zelle im Untersuchungsgebiet können im Quer- und Längsschnitt eingesehen werden. Abbildungen und 4.8 4.7 zeigen dies beispielhaft auf.

Als Ergebnis sorgfältiger Analysen wurden zunächst 3 potentielle Dammstandorte identifiziert. Abbildung 5.9 zeigt die Lage der hintereinander bzw. in Reihe angeordneten Dämme sowie der 8 neuen Förderbrunnen, welche die alten, bereits existierenden Schachtbrunnen ersetzen. Die räumliche Verteilung der Brunnen erfolgte unter Berücksichtigung der System-Geometrie und Position der Dämme sowie der Lage der Bewirtschaftungseinheiten, um die

Wasserverteilung und Brunnenzuordnung zu erleichtern. Die bestehenden Brunnenanlagen im Untersuchungsgebiet konzentrieren sich vorwiegend auf den zentralen, breiten Teil des alluvialen Systems, während sich im Gegensatz dazu die Bewirtschaftungseinheiten auf die gesamte alluviale Fläche verteilen.

Abbildung 5.10 zeigt eine Variante der Anordnung von drei Dämmen, bei der die vorderen zwei Dämme parallel zueinander angeordnet sind. Auf diese Weise kann der nördliche Arm des alluvialen Grundwasserleiters separat aufgestaut werden.

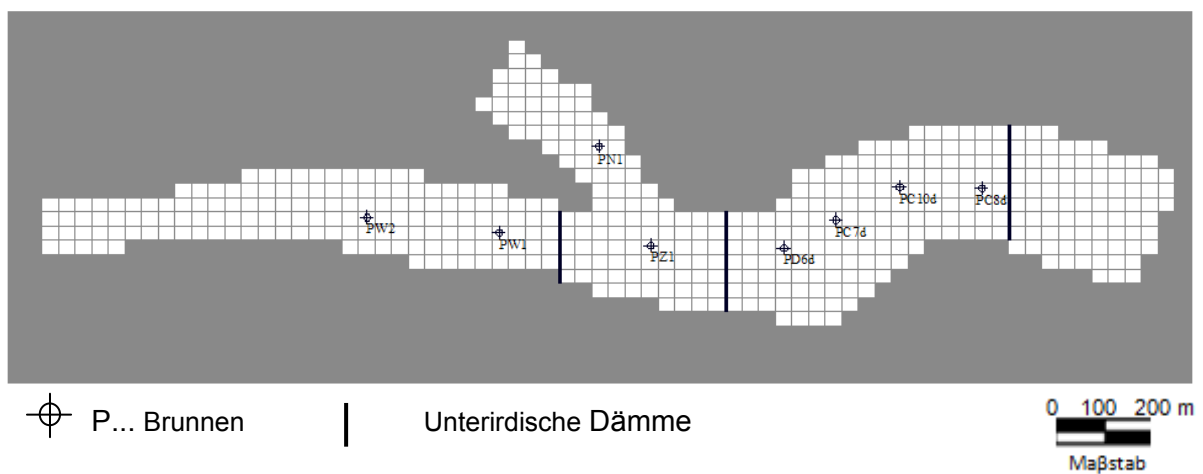


Abb. 5.9 Damm-Variante A: Modell des alluvialen Systems mit Lage der drei unterirdischen Dämme und neuen Brunnen, Anordnung der Dämme in Reihe.

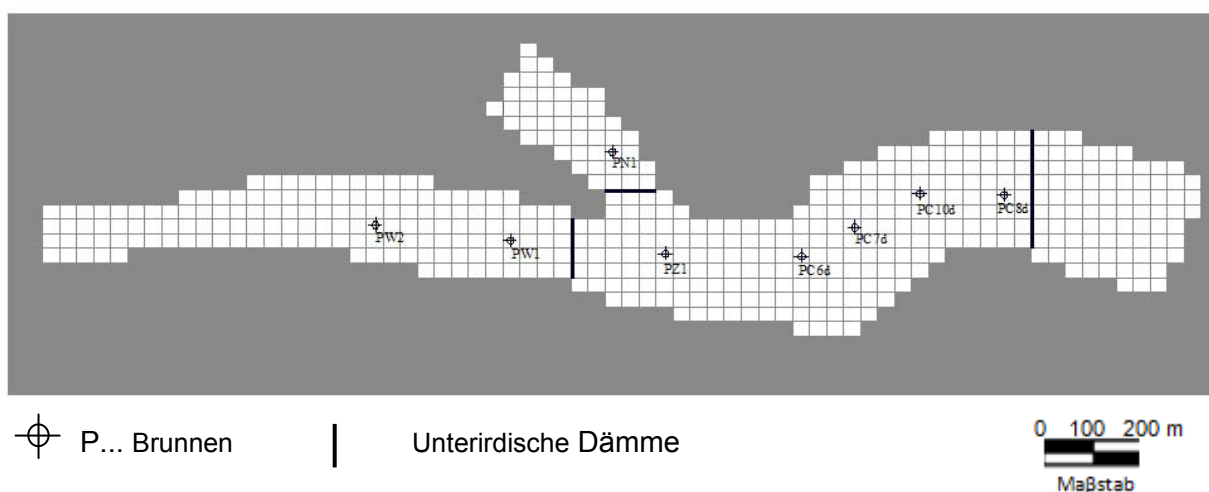


Abb. 5.10 Damm-Variante B: Modell des alluvialen Systems mit Lage der drei unterirdischen Dämme und neuen Brunnen, parallele Anordnung der vorgeschalteten beiden Dämme.

Im Folgenden war die Durchlässigkeit der unterirdischen Dämme festzulegen. Diese beeinflusst nicht nur das Speichervermögen eines jeden Dammes sondern auch die Grundwasserströmung im gesamten Grundwasserleiter. Für den Fall, dass der Dammkörper mit gepressten Ton und Schluff unter technischer Kontrolle erstellt wird, kann jeder beliebige Durchlässigkeitsbeiwert eingestellt werden. Die hydraulische Leitfähigkeit einer gepressten Tonschicht kann sehr niedrige Werte von bis zu 10^{-8} m/s erreichen (Langguth und Voigt, 2004). Ein solcher Extremwert wurde anfänglich im Rahmen der Simulationsrechnungen getestet. Er zeigte sich allerdings als ungeeignet, da die Grundwasserströmung zwischen den Dämmen relativ schnell unterbrochen wird, mit schweren Konsequenzen für die stromabwärts liegenden Förderbrunnen bzw. die Wasserverfügbarkeit. Abbildung 5.11 zeigt die Auswirkungen fast undurchlässiger unterirdischer Dämme auf die Grundwasserspeicherung. Durch die Unterbrechung der Grundwasserströmung kommt es zur Austrocknung des Grundwasserleiters am Dammfuss sowie am westlichen Eingang des alluvialen Systems. Die dort liegenden Brunnen fallen trocken.

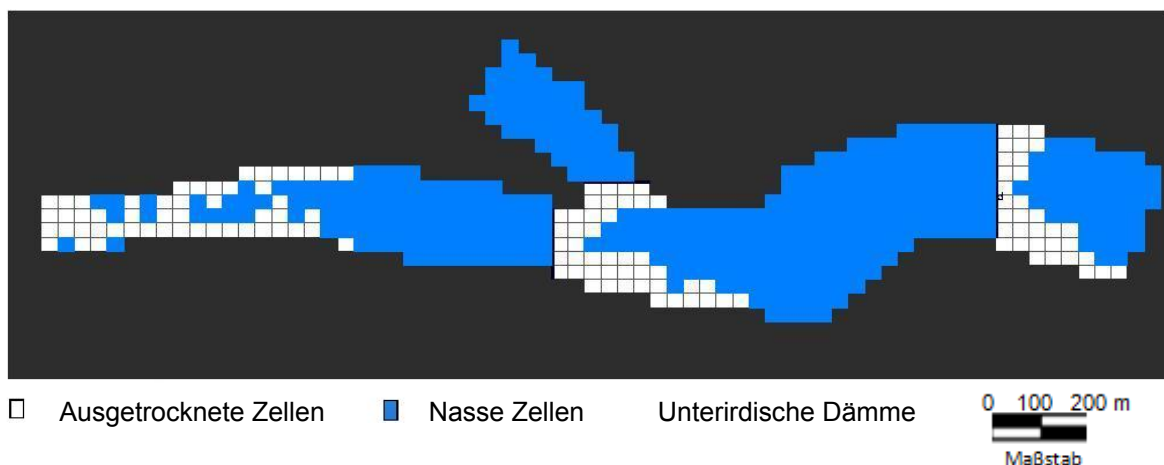


Abb. 5.11 Unterbrechung der Grundwasserströmung im untersuchten Aquifer auf Grund unterirdischer Dämme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988.

Ein Standardwert für die Durchlässigkeit des gepressten Bodenmaterials wurde nicht angesetzt. Anhand von Simulationsrechnungen wurden unterschiedliche Werte für die hydraulische Leitfähigkeit der Dämme im Verhältnis zu der des Grundwasserleiters getestet. Die besten Ergebnisse hinsichtlich ausreichendem Wasserrückhalt bei gleichzeitiger Durchströmung der Dammbauten, ergaben sich für Durchlässigkeitsbeiwerte der Dammkörper, die zwischen 100- und 1000-mal kleiner als die des Grundwasserleiters waren.

Der Leakage-Faktor, der vom Softwarepaket *PMWINpro* für die Simulation von unterirdischen Dämmen benötigt wird, ergibt sich durch Division der Durchlässigkeiten der Dammkörper durch ihre Breite. Folgendes Intervall wurde untersucht:

$$0,24 \text{ d}^{-1} \leq \text{Dammleakage-Faktor} \leq 1,5 \text{ d}^{-1}$$

Die Grenzwerte des Intervalls ergaben sich aus der Erkenntnis, dass die hydraulische Leitfähigkeit des alluvialen Grundwasserleiters zwischen 300 m/d und 480 m/d variiert und die durchschnittliche Breite der fiktiven unterirdischen Dämme etwa 2,00 m beträgt. Es folgte:

- Durchlässigkeit des Dammkörpers (K_{fd}) 100-mal kleiner als die des Grundwasserleiters:

$$K_{fd} = 300/100 = 3,00 \text{ m/d} \quad \text{Leakage-Faktor} = 3/2 = 1,5 \text{ /d}$$

- Durchlässigkeit des Dammkörpers (K_{fd}) 1000-mal kleiner als die des Grundwasserleiters:

$$K_{fd} = 480/1000 = 0,48 \text{ m/d} \quad \text{Leakage-Faktor} = 0.48/2 = 0,24 \text{ /d}$$

Die Simulationsrechnungen ergaben, dass sich die Wahl unterschiedlicher Durchlässigkeiten für die drei unterirdischen Dämme vorteilhaft auf das Strömungsverhalten auswirkt. Wird dem flussabwärts liegenden Damm der kleinste Wert und dem flussaufwärts liegenden Damm die größte Durchlässigkeit zugewiesen, so kommt es zu keiner Austrocknung von Teilen des alluvialen Systems. Weiterhin führt dies zu einer deutlichen Erhöhung der Grundwasserstände vor jedem Damm während der Regenzeit. Diese Maßnahme wirkte sich günstig auf den Betrieb der entlang der alluvialen Strecke angeordneten Förderbrunnen aus. Für den Fall parallelgeschalteter unterirdischer Dämme (s. Abb. 5.10) wurde für jeden der zwei flussaufwärts gelegenen unterirdischen Dämme ein Leakage-Faktor in Höhe von $1,2 \text{ d}^{-1}$ ermittelt. Dem dritten, flussabwärts gelegenen Damm wurde ein dreimal geringerer Leakage-Faktor in Höhe von $0,4 \text{ d}^{-1}$ zugewiesen.

Wie im letzten Kapitel erläutert wurde, wirken sich Lage und Dammeigenschaften, wie Breite und Durchlässigkeit, auf die Modellanfangsbedingungen aus. Die Implementierung unterirdischer Dämme beeinflusst das Systemverhalten deutlich und wirkt sich signifikant auf die räumliche Verteilung der Grundwasserstände gegen Ende der Regenzeit aus.

Vor Simulation des mit unterirdischen Dämmen und Förderbrunnen ausgestatteten Systems für die Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988 mussten also die Auswirkungen der unterirdischen Dämme ohne Wasserförderung über die Brunnen auf das Strömungsverhalten des Grundwasserleiters während der vorlaufenden Regenzeit untersucht werden. Die Verteilung der Grundwasserspiegelhöhen gegen Ende der Regenzeit bildet die Anfangsbedingungen des Trockenzeitmodells. Es wurde angenommen, dass die drei unterirdischen Dämme bereits während der Trockenzeit des vorangegangenen trockenen Jahres 1987 implementiert

wurden und in Bezug auf die Grundwasserneubildung und den Wasserrückhalt im alluvialen System des Jahres 1988 wirksam waren.

Die Grundwassererschliessung während der Trockenzeit 1988 erfolgt nach räumlicher Umverteilung der 8 Förderbrunnen und besserer Zuordnung zu den Bewirtschaftungseinheiten gemäß des errechneten Wasserbedarf. Damit beträgt die erforderliche Förderrate pro Brunnen 475 m³/d. Der Brunnenbetrieb ist zumindest für den Bewässerungszeitraum, d.h. die ersten drei Monate zu Beginn der Trockenzeit sicherzustellen.

Tabelle 5.3 gibt die Dauer in Tagen an, die die Förderbrunnen nach Implementierung dieser Bewirtschaftungsmaßnahme betrieben werden können. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass auch mit Hilfe drei unterirdischer Dämme das Bewirtschaftungsziel nicht erreicht bzw. der Wasserbedarf für die Bewässerung während der Trockenzeit nicht gedeckt werden konnte.

Tab. 5.3 Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988, Variante mit drei unterirdischen Dämmen

Brunnen	PW2	PW1	PZ1	PN1	PC7d	PC6d	PC10d	PC8d
Betriebsdauer (Tage)	28	49	42	56	63	70	>90	>90

Ein Vergleich mit den für das ursprüngliche System erzielten Ergebnissen zeigt überraschenderweise (s. Tab.5.2), dass durch Implementierung der unterirdischen Dämme kaum Verbesserungen erzielt werden konnten. Eine Ausnahme stellt der Brunnen PC8d dar, der nach Implementierung der unterirdischen Dämme nun neben den Brunnen PC2, 6 und 10 über den Bewässerungszeitraum von 3 Monaten hinweg betrieben werden könnte.

Besonders nachteilig auf die Systembewirtschaftung wirkt sich der unterirdische Damm im westlichen Zweig des alluvialen Grundwasserleiters aus. Abbildung 5.12 zeigt die Verteilung der Grundwasserspiegelhöhen im modellierten alluvialen Aquifer mit drei unterirdischen Dämmen nach nur 49 Tagen Brunnenbetrieb während der Trockenzeit eines gemäßigten Jahres. Die weißen Zellen stellen die trockengefallenen Bereiche des Grundwasserleiters dar. Die roten Zellen entsprechen trockengefallenen Brunnen. Tendenziell nimmt der Grundwasserstand von den westlichen Rändern des alluvialen Systems nach Osten hin zu. Die im westlichen Bereich des Systems liegenden Brunnen PW2 und PW1 fallen bereits nach 28 bzw. 49 Tagen trocken und können die Wasserversorgung der naheliegenden landwirtschaftlichen Betriebe nicht gewährleisten.

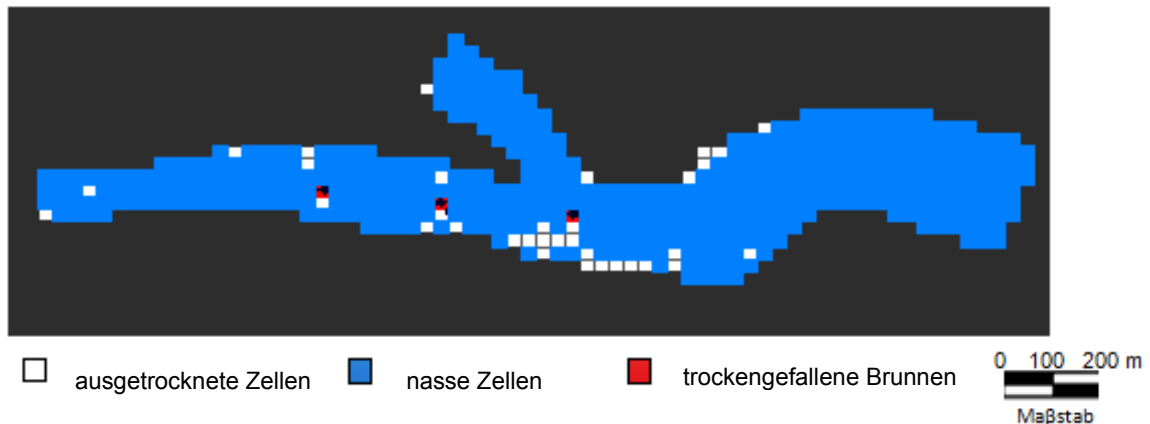


Abb. 5.12 Aquiferzustand mit drei unterirdischen Dämmen nach 49 Tagen Grundwasserentnahme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988

Zur Erhöhung der Grundwasserstände im westlichen Bereich des Systems bzw. Verbesserung des Grundwasserrückhalts wurde auch die Verminderung der Durchlässigkeit des westlichen Damms in Betracht gezogen. Dies hätte allerdings sehr nachteilige Auswirkungen auf die stromabwärts bzw. östlich gelegenen Förderbrunnen. Auch die Verminderung der Durchlässigkeit des östlichen, am Systemausgang gelegenen Damms führte zu keiner Verbesserung des Systembetriebs.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Eigenschaften unterirdischer Dämme, hier insbesondere die Durchlässigkeit, einen großen Einfluss auf das Systemverhalten und damit die Bewirtschaftung alluvialer Grundwasserleiter besitzen. Anhand der numerischen Modelltechnik können diese Zusammenhänge untersucht und für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ausgenutzt werden.

Auf Grund des eher negativen Einflusses des westlichen Damms wurde dieser für die folgenden Simulationsrechnungen entfernt. Es war zu erwarten, dass das Grundwasser nun frei dem Einflussbereich des östlichen Damms zufließen kann. Auch ist mit der Aufhöhung des Grundwasserstands ein verringerter Wasserzufluss aus dem nördlich Ast des alluvialen Systems verbunden, mit insgesamt positiven Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit im mittleren Bereich. Demzufolge waren die Brunnen PW1 und PW2 neu zu positionieren. Die folgenden Simulationsrechnungen wurden mit der in Abbildung 5.13 dargestellten Anordnung der Brunnen durchgeführt. Der Einfluss dieser Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Betriebsdauer der Förderbrunnen ist Tabelle 5.4 zu entnehmen.

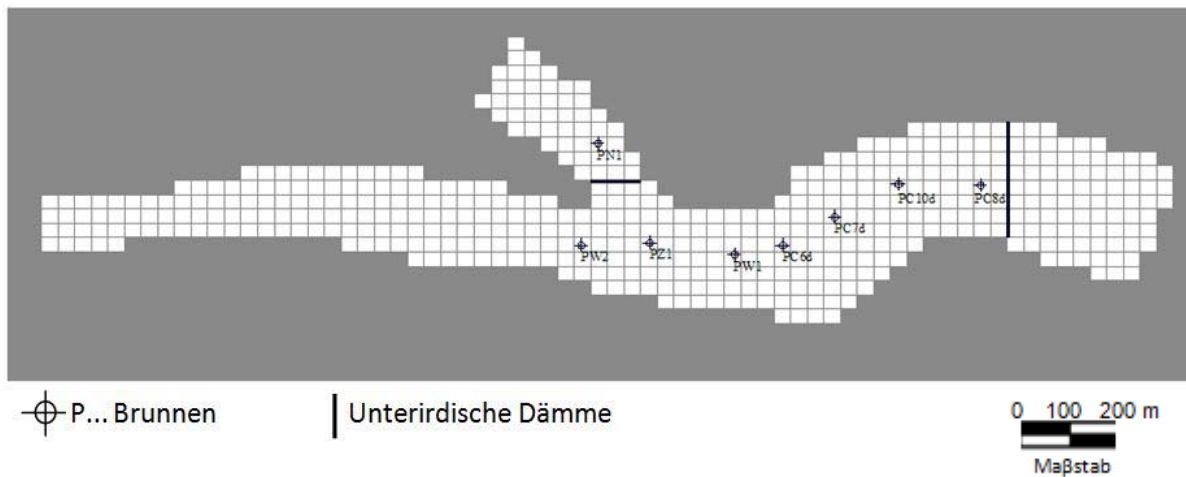


Abb. 5.13 Neuanordnung der Brunnen PW1 und PW2 bei nur zwei unterirdischen Dämmen

Tab. 5.4 Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988, Variante mit zwei unterirdischen Dämmen

Brunnen	PW2	PW1	PZ1	PN1	PC7d	PC6d	PC10d	PC8d
Betriebsdauer (Tage)	35	49	42	56	70	77	>90	>90

Ein Vergleich mit den zuvor erzielten Ergebnissen zeigt (s.Tab.5.3), dass die Betriebsdauer der Förderbrunnen, von PZ1 und PN1 abgesehen, mit den jüngsten Bewirtschaftungsmaßnahmen tatsächlich verlängert werden kann. Die Verbesserung des Systembetriebs ist allerdings nicht ausreichend, um den Gesamtwasserbedarf sicherzustellen. Ausschließlich die Brunnen PC10 und PC8d können die erforderliche Förderrate pro Brunnen in Höhe von 475 m³/d über den Bewässerungszeitraum von drei Monaten gewährleisten.

Die bislang zur Implementierung von unterirdischen Dämmen durchgeführten Untersuchungen führten zu folgenden Ergebnissen bzw. Erkenntnissen:

Für den Fall in Reihe angeordneter unterirdischer Dämme (s. Abb. 5.9) konnte zunächst nachgewiesen werden, dass damit überraschenderweise keine Verbesserung der Systembewirtschaftung erreicht werden konnte. Die Sperrung der Grundwasserströmung durch im westlichen Bereich des alluvialen Grundwasserleiters bzw. stromaufwärts angeordneten Dämme führte zu einer Absenkung der Grundwasserstände im unterhalb der Dämme liegenden Systemabschnitt. Der Grundwasserstand im zentralen Bereich des Grundwasserleiters

war damit während der Trockenzeit tiefer als ohne die Implementierung unterirdischer Dämme. Dies führte zu einer schnelleren Entleerung bzw. Austrocknung dieses Bereichs. Auch für den Fall, dass die beiden oberhalb liegenden unterirdischen Dämme parallel zueinander angeordnet wurden, welches den Aufstau von Grundwasser im nordwestlichen Systemast ermöglicht, ergab sich keine Verbesserung des Systembetriebs.

Durch die Beschränkung auf zwei unterirdische Dämme konnte letztlich die Betriebsdauer der räumlich neu angeordneten Förderbrunnen geringfügig erhöht werden. Das gesetzte Bewirtschaftungsziel, d.h. die Deckung des Gesamtwasserbedarfs über einen Bewässerungszeitraum von 3 Monaten während der Trockenzeit 1988, konnte jedoch bei weitem nicht erreicht werden. Nach zahlreichen Untersuchungen unter Variation der Lage sowohl der Förderbrunnen als auch der beiden Dämme, konnte die über den Mindestzeitraum von 90 Tagen benötigte Pumpenrate ausschließlich für die Brunnen PC10d und PC8d sichergestellt werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Implementierung mehrerer unterirdischer Dämme im alluvialen Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes Catolé do Rocha nicht zu der erwarteten Verbesserung der Systembewirtschaftung geführt hat. Mit Hilfe der Simulationsrechnungen konnte der nachteilige Einfluss mehrerer unterirdischer Dämme auf das Systemverhalten nachgewiesen und verdeutlicht werden.

Im folgenden Kapitel soll daher untersucht werden, ob sich die Implementierung eines einzelnen unterirdischen Damms vorteilhaft auf die Grundwassernutzung auswirkt. In dem Zusammenhang sollen weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen eingeführt und diskutiert werden.

5.2.3 Simulation eines unterirdischen Damms für das gemäßigte Jahr 1988

Der Bau unterirdischer Dämme stellt einen starken Eingriff in den natürlichen Prozess der Grundwasserströmung alluvialer Aquifer dar. So haben die bisherigen Simulationsergebnisse u. a. gezeigt, dass sich mit zunehmender Anzahl unterirdischer Dämme die Grundwassernutzung bzw. -verfügbarkeit zunehmend einschränken bzw. verschlechtern kann.

Die spezifische Einflussnahme der Dammbauten auf die Grundwasserströmung und damit das Systemverhalten hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Hier sollen in erster Linie die Dammdurchlässigkeit im Verhältnis zur hydraulischen Leitfähigkeit des Grundwasserleiters, der Abstand zwischen den unterirdischen Dämmen sowie die räumliche Anordnung der Förderbrunnen genannt werden.

Die bisherigen Untersuchungen lassen vermuten, dass die Bewirtschaftung des für die Region repräsentativen alluvialen Grundwassersystem Catolé do Rocha mit Implementierung eines einzelnen unterirdischen Damms deutlich verbessert werden kann. Damit wäre natürlich auch eine deutliche Verringerung des wirtschaftlichen Aufwands verbunden. Demzufolge wurde bei den weiteren Untersuchungen nur ein einzelner Untergrunddamm und zwar am östlichen Ausgang des Systems berücksichtigt. Der Durchlässigkeitsbeiwert wurde zunächst von den vorangegangenen Modellrechnungen übernommen. Wiederum wurde davon ausgegangen, dass der Damm bereits im Vorjahr, während der Trockenzeit des niederschlagsarmen Jahres 1987, implementiert wurde. Mit Hilfe von Simulationsrechnungen für die Regenzeit 1988 unter Berücksichtigung der Systemänderung wurden dann die Grundwasserstände zu Beginn der Trockenzeit 1988 ermittelt, die als Anfangsbedingung in die weiteren Untersuchungen eingingen. Auf diese Weise konnte der Einfluss des Damms auf die Grundwasserneubildung bzw. das Systemverhalten während der vorlaufenden Regenzeit berücksichtigt werden.

Nun konnte das Systemverhalten und die Auswirkungen des Damms auf die Betriebsdauer der Brunnen simuliert werden. Zur optimalen Ausnutzung des Grundwasserdargebots war allerdings eine räumliche Umverteilung der Förderbrunnen notwendig. Die Anpassung der Brunnenverteilung an die räumliche Verteilung des Wasserdargebots erfolgte sukzessive auf der Grundlage zahlreicher Simulationsläufe.

Abbildung 5.14 zeigt die letztlich ermittelte optimale Anordnung der Förderbrunnen bei Implementierung eines einzelnen Untergrunddamms am östlichen Systemausgang. Tabelle 5.5 stellt die auf dieser Grundlage ermittelte maximale Betriebsdauer der einzelnen Förderbrunnen dar. Weiterhin wird von einer konstanten Pumpenrate in Höhe von $475 \text{ m}^3/\text{d}$ pro Brunnen ausgegangen. Erwähnt werden soll, dass ohne die Neuordnung der Förderbrunnen nur zwei Brunnen über einen Zeitraum von 90 Tagen hinweg betrieben werden könnten. Mit Umverteilung der Brunnen kann der Mindestbetrieb dagegen, wie Tabelle 5.5 zeigt, an 4 Brunnen sichergestellt werden.

Ein Vergleich der Tabellen 5.5 und 5.4 zeigt, dass sich die Implementierung nur eines Untergrunddamms mit Anpassung der räumlichen Verteilung der Brunnen sehr positiv auf die Grundwassernutzung bzw. die maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen auswirkt. Allerdings kann auch allein durch diese Bewirtschaftungsmaßnahmen der Gesamtwasserbedarf während des drei-monatigen Bewässerungszeitraums nicht vollständig gedeckt werden. Nur die Hälfte der Brunnen kann über die Mindestdauer von 90 Tagen hinweg betrieben werden.

Zur Verdeutlichung der erzielten Ergebnisse zeigt Abbildung 5.15 die Verteilung der Grundwasserspiegelhöhen im Aquifer nach 77 Tagen Grundwasserförderung. Die weißen Zellen stellen die zu diesem Zeitpunkt bereits trockengefallenen Bereiche des Grundwasserleiters dar. Die roten Zellen zeigen die Position der trockengefallenen Förderbrunnen. Auf Grund

des positiven Einflusses des Untergrunddamms auf den Wasserrückhalt im System nehmen die Grundwasserstände vom westlichen Systemrand in Richtung des Damms tendenziell zu.

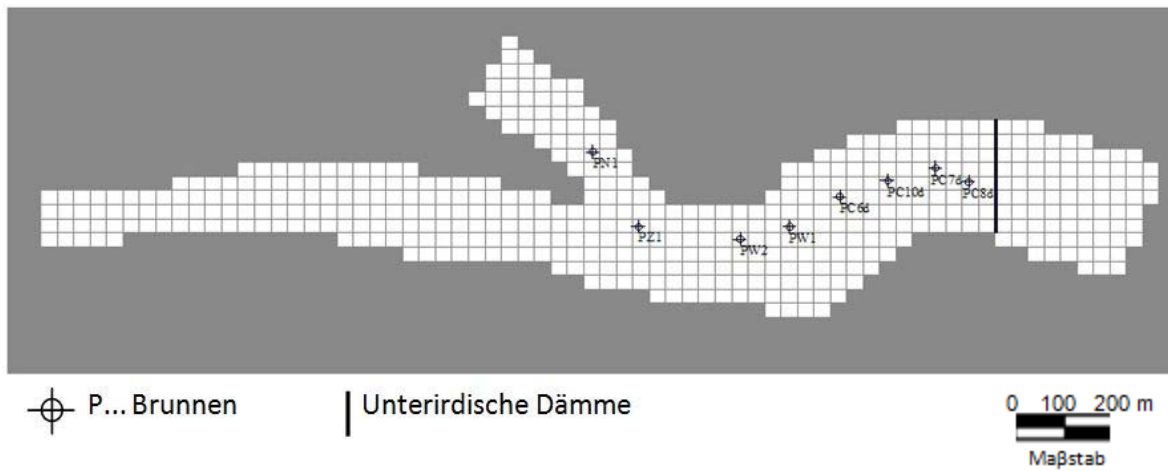


Abb. 5.14 Neuordnung der Förderbrunnen bei Implementierung eines einzelnen unterirdischen Damms

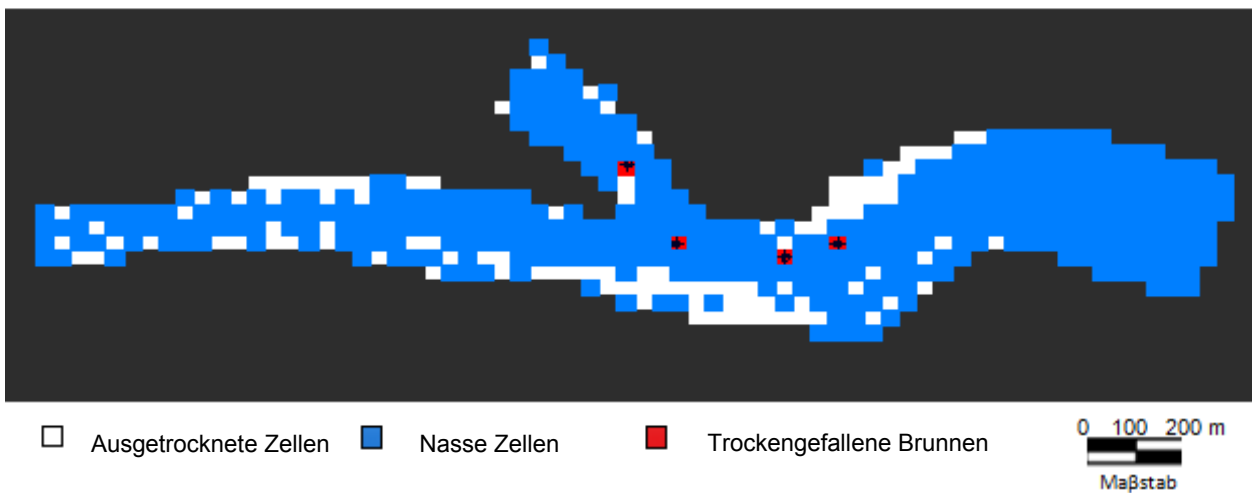


Abb. 5.15 Aquiferzustand mit einem unterirdischem Damm nach 77 Tagen Grundwasserentnahme. Simulationszeitraum: Trockenzeit 1988

Tab. 5.5 Maximale Betriebsdauer der Förderbrunnen während der Trockenzeit 1988; Variante mit einem unterirdischen Damm

Brunnen	PN1	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Betriebsdauer (Tage)	63	63	77	77	>90	>90	>90	>90

Im Weiteren wurde untersucht, wie sich eine Verringerung der Anzahl der Förderbrunnen auf die Betriebsdauer auswirkt bzw. für welche maximale Anzahl von Brunnen die erforderliche Förderrate in Höhe von 475 m³/d während des Bewässerungszeitraums von drei Monaten gewährleistet werden kann. Dazu wurden stufenweise einzelne Brunnen in stets wechselnder Reihenfolge eliminiert. Tabelle 5.6 zeigt, dass bei Reduzierung von 8 auf nunmehr 6 Förderbrunnen die minimale Betriebsdauer an den verbliebenden Brunnen nahezu erreicht wird. Die Position der Brunnen ist Abbildung 5.14 zu entnehmen.

Tab. 5.6 Maximale Anzahl der Brunnen, die die erforderliche Förderrate während der Trockenzeit 1988 über drei Monate annähernd gewährleisten könnten; Variante mit einem unterirdischen Damm

Brunnen	PW2	PW1	PC7d	PC6d	PC10d	PC8d
Betriebsdauer (Tage)	>84	>84	>91	>84	>91	>91

Vergleicht man nun die oben dargestellten Ergebnisse mit denen, die für den gleichen Simulationszeitraum ohne die Implementierung eines Untergrunddamms und Neuordnung der Förderbrunnen erzielt wurden, so zeigt sich eine deutliche Verbesserung der Systembewirtschaftung. Die Anzahl der Brunnen, für die bei gleicher Förderrate eine Mindestbetriebsdauer von drei Monaten sichergestellt wird, konnte durch die bisherigen Bewirtschaftungsmaßnahmen von 1 auf 6 erhöht werden (vergl. Tab. 5.2). Der Deckungsgrad in Bezug auf den Gesamtwasserbedarf der 8 Bewirtschaftungseinheiten erhöht sich demzufolge von 13 auf 75%.

Das hier dargestellte Bewirtschaftungsergebnis kann als das bestmögliche angenommen werden, dass durch die Implementierung unterirdischer Dämme unter Berücksichtigung der gegebenen Wasserbedarfs- und –entnahmeverhältnisse erreicht werden kann. Das bedeutet, dass die Grundwasserverfügbarkeit alluvialer Aquifersysteme zwar mit Hilfe der untersuchten Bewirtschaftungsmaßnahmen erhöht werden kann, aber auch bei optimaler Bewirtschaftung natürlich auf einen Wert begrenzt ist, der u.a. den Grundwasserneubildungsraten, Systemeigenschaften und Förderbedingungen Rechnung trägt.

5.2.4 Alternativen zur Steuerung der Förderbrunnen mit unterirdischem Damm während eines gemäßigten Jahres

Die den Modellrechnungen bislang zugrundeliegende Bewirtschaftung basiert zum Teil auf vereinfachenden Annahmen, z.B. den Wasserbedarf, die konstante Pumpenrate, Anzahl der Förderbrunnen oder auch die Bewässerung betreffend. Durch die Annahmen wurden transparente und praxisnahe Rahmenbedingungen für die Systembewirtschaftung geschaffen, die

den direkten Vergleich weitergehender Bewirtschaftungsmaßnahmen und hydrologischer Gegebenheiten ermöglichen. Beispielsweise konnten die Auswirkungen der Implementierung unterirdischer Dämme oder von Feuchttjahren auf das Systemverhalten untersucht werden.

Allerdings hätten der Grundwassererschließung auch andere Annahmen zugrundegelegt werden können, welche möglicherweise die sozialen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen des Untersuchungsgebiets gleichermaßen repräsentieren würden. Im Folgenden soll kurz auf weitere Alternativen eingegangen werden. In Anbetracht der bisherigen Ergebnisse soll generell davon ausgegangen werden, dass der Grundwasserleiter über einen unterirdischen Damm verfügt und in einem hydrologisch gemäßigten Jahr zu bewirtschaften ist, da letzteres die im langfristigen Mittel vorherrschenden hydrologischen Bedingungen der Region repräsentiert.

Bei der Wasserbedarfsrechnung wurde angenommen (s.Kap.4.1.3), dass jede Bewirtschaftungseinheit zur Deckung ihres Wasserbedarfs über einen eigenen Förderbrunnen verfügt. Die oben angesprochene Lösung, nur 6 der 8 Brunnen zu betreiben, hätte zur Folge, dass zwei der Bewirtschaftungseinheiten keine Bewässerung betreiben könnten. Dies wäre aus sozio-ökonomischen Gründen nicht tragbar. In der Absicht, für sämtliche 8 Brunnen bzw. Bewirtschaftungseinheiten eine nachhaltige Grundwasserentnahmerate über die dreimonatige Bewässerungszeit zu ermitteln, wurde im Folgenden der Wasserbedarf stufenweise herabgesetzt, um die Auswirkungen einer gleichmäßig auf die Bewirtschaftungseinheiten verteilten Reduzierung der Bewässerungsfläche mit den Modellrechnungen nachbilden zu können. Zunächst wurde von einer Reduzierung der Bewässerungsfläche in Höhe von 20% ausgegangen. Damit reduziert sich die Brunnenförderrate auf 380 m³/d. Die maximale Betriebsdauer der Brunnen konnte durch diese Bewirtschaftungsmaßnahme allerdings nicht signifikant erhöht werden. Die Förderbrunnen, die über mindestens 90 Tage betrieben werden können, entsprechen denen der Tabelle 5.5. Diesbezüglich ergab sich demnach keine Verbesserung.

Bei Reduzierung der Pumpenrate auf nur 70% des ursprünglich festgelegten Wasserbedarfs, d.h. einen Wert von 333 m³/d, kann die Betriebsdauer der Brunnen PW1 und PW2 zwar auf mehr als 84 Förderungstage erhöht werden, jedoch fallen die Brunnen PN1 und PZ1 weiterhin vorzeitig trocken. Die Verringerung der Pumpenrate auf 60% des ursprünglich festgelegten Wasserbedarfs ergab ein ähnliches Ergebnis. Abschließende Modellberechnungen in Bezug auf diese Bewirtschaftungsmaßnahme zeigten, dass der Brunnen PN1 nur dann über den Bewässerungszeitraum von drei Monaten hinweg betrieben werden kann, wenn die Pumpenrate auf weniger als die Hälfte des ursprünglich angesetzten Wertes verringert wird.

Diese Bewirtschaftungsmaßnahme kann daher als wenig effizient angesehen werden, da sie mit einem zu großen Verlust an bewässerbarer Fläche verbunden wäre. Alternativ könnten

die Brunnen auch mit unterschiedlichen Förderraten betrieben werden, um die räumliche Verteilung des Grundwasserdargebots zu berücksichtigen bzw. die geringeren Entnahmeraten wenig produktiver Brunnen mit Hilfe höherer Förderraten umliegender Brunnen ergänzen zu können.

Würde beispielsweise angenommen, dass die Reduzierung der Bewässerungsfläche auf 60% des ursprünglich ermittelten Wertes, die einem konstanten Wasserbedarf pro Bewirtschaftungseinheit in Höhe von 285 m³/d entspricht, sozio-ökonomisch noch tragbar wäre, so ließe sich mit Hilfe von Modellrechnungen ermitteln, wie die Brunnenanlagen in Bezug auf Pumpraten und Förderzeiten zu betreiben sind, um den Gesamtwasserbedarf decken zu können. Bei der Festlegung einer effizienten und nachhaltigen Brunnensteuerung sind neben sozialen Einflussfaktoren natürlich auch ökonomische Aspekte zu berücksichtigen.

Die Verbesserung der Systembewirtschaftung durch alternative Formen der Brunnensteuerung macht allerdings eine enge Zusammenarbeit und Absprachen zwischen den Landeignern zur Umverteilung des geförderten Grundwassers und gemeinschaftlichen Bewirtschaftung des alluvialen Grundwasserleiters erforderlich. Dies ist unter den vorherrschenden sozialen, kulturellen und wirtschaftlichen Randbedingungen kein leichtes Unterfangen.

Im Folgenden sollen drei unterschiedliche Strategien zur Steuerung der Förderbrunnen, die zur Deckung des auf 60 % reduzierten Wasserbedarfs während des dreimonatigen Bewässerungszeitraums führen, vorgestellt und diskutiert werden:

Bewirtschaftungsstrategie 1

Die erste Strategie zur effizienten Brunnensteuerung geht davon aus, dass sämtliche 8 Brunnen während der gesamten dreimonatigen Bewässerungsperiode fördern sollen. Zu bestimmen waren die entsprechenden Pumpraten, die natürlich unterschiedlich anzusetzen waren. Tabelle 5.7 stellt die Verteilung der Förderraten dar, mit der 60% des ursprünglichen Wasserbedarfs gedeckt werden können. Bei dieser Bewirtschaftungslösung könnten die drei Brunnen PC6d, PW2 und PW1 bzw. die entsprechenden Bewirtschaftungseinheiten, die dem zentralen Bereich des simulierten alluvialen Systems zuzuordnen sind, unabhängig betrieben werden, da die ermittelte maximale Förderrate dem Wasserbedarf von 285 m³/d pro Einheit entspricht. Im Gegensatz dazu müssen die übrigen Landeigner eng zusammenarbeiten bzw. Absprachen hinsichtlich der Verteilung des geförderten Grundwassers treffen. Konkret müssen die stromaufwärts liegenden Betriebe mit Förderraten von weniger als 285 m³/d (s. Brunnen PN1 und PZ1) von den stromabwärts liegenden Landeignern (s. Brunnen PC10d, PC7d und PC8d) mit Förderraten von mehr als 285 m³/d durch oberirdische Wasserzuleitung unterstützt werden. Diese Bewirtschaftungsstrategie macht also die Implementierung von Pumpen, Energieproduktion bzw. -zuleitung sowie eine Wasserzuleitung notwendig, mit der

zusätzliche Kosten verbunden sind. Demzufolge wurde weiter nach alternativen Lösungen bzw. Strategien zur effizienten Steuerung des Brunnenbetriebs gesucht.

Tab. 5.7 Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 1 (Entspricht einer mittleren Förderrate von 285 m³/d pro Brunnen)

Brunnen	PN1	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Pumprate (m ³ /d)	112,5	112,5	285	285	285	400	400	400

Bewirtschaftungsstrategie 2

Die zweite Strategie zur effizienten Brunnensteuerung ergab sich direkt aus den vorangegangenen Anwendungen des Grundwasserströmungsmodells, wie im Folgenden erläutert wird. Die bisherigen Modellrechnungen zeigten, dass bei Vorgabe einer konstanten Förderrate für sämtliche Brunnen in Höhe von 285 m³/d, der Brunnen PN1 bereits nach Ablauf von 70 Tagen und der Brunnen PZ1 nach einer Betriebsdauer von 77 Tagen trocken fiel. Probleme ergaben sich demnach erst während des dritten Bewässerungsmonats. Es ist daher naheliegend, alternativ die Brunnenanlagen so zu steuern, dass die Brunnen PN1 und PZ1 nur während der ersten beiden Monate betrieben werden und das drohende Wasserdefizit während des dritten Monats in Höhe von 2-mal 285m³/d über die übrigen Brunnen gedeckt wird. Mit Hilfe der Modellrechnungen konnte nun ermittelt werden, durch welche Förderbrunnen die Wasserversorgung der entsprechenden Bewirtschaftungseinheiten ergänzt werden kann. Tabelle 4.18 zeigt die alternative Steuerung der Förderbrunnen, die auf den obigen Überlegungen beruht und mit der 60% des ursprünglich angesetztten Gesamtwasserbedarfs gedeckt werden können.

Tab. 5.8 Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 2 (Entspricht einer mittleren Förderrate von 285 m³/d pro Brunnen)

	PN1	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
1. Monat	285	285	285	285	285	285	285	285
2. Monat	285	285	285	285	285	285	285	285
3. Monat	-	-	285	285	427,5	427,5	427,5	427,5

Bei dieser Bewirtschaftungslösung beträgt die Förderrate sämtlicher Brunnen 285 m³/d während der ersten zwei Monate. Während des dritten Monats wird den Brunnen PN1 und PZ1 kein Wasser mehr entnommen und die Pumpratzen der Brunnen PC6d, PC10d, PC7d und PC8d auf 427,5 m³/d erhöht, um den Gesamtwasserbedarf zu decken. Die Brunnen PW2

und PW1 werden über den gesamten Bewässerungszeitraum hinweg mit einer konstanten Förderrate in Höhe von 285 m³/d betrieben. Ob sich diese Lösung gegenüber der vorangegangenen als vorteilhaft zeigt, hängt insbesondere von den oben erwähnten sozio-ökonomischen Aspekten der Implementierung vor Ort ab. Dieser Fragestellung soll hier nicht weiter nachgegangen werden.

Bewirtschaftungsstrategie 3

Die dritte Bewirtschaftungsstrategie trachtet nach einer Reduzierung der Anzahl der Brunnen, die zur Deckung des Wasserdefizits notwendig sind, das auf Grund des zeitlich begrenzten Betriebs der Brunnen PN1 und PZ1 entstehen würde. Die Begrenzung der Betriebsdauer der Brunnen PN1 und PZ1 auf nur zwei Monate wird damit aufrechterhalten. Die Förderrate sämtlicher Brunnen beträgt weiterhin 285 m³/d während der ersten beiden Monate. Die Simulationsrechnungen ergaben, dass das drohende Wasserdefizit durch die Verdopplung der Förderrate an nur zwei der verbleibenden 6 Brunnen aufgefangen werden kann. Dabei handelt es sich um die Förderbrunnen PC7d und PC8d, die nahe dem unterirdischen Damm positioniert sind. Durch den Grundwasserrückhalt bzw. –aufstau am Damm ergibt sich eine ausreichende Wasserverfügbarkeit über den Bewässerungszeitraum. Ihre Betriebsleistung kann bzw. muss während des dritten Monats verdoppelt, d.h. die Förderrate auf 570 m³/d erhöht werden. Tabelle 5.9 stellt die erzielten Ergebnisse übersichtlich zusammen.

Tab. 5.9 Steuerung der Förderbrunnen – Bewirtschaftungsstrategie 3 (Dritter Monat: zwei Brunnen außer Betrieb und zwei Brunnen mit doppelter Pumpenrate)

Brunnen	PN1	PZ1	PC6d	PW2	PW1	PC10d	PC7d	PC8d
1. Monat	285	285	285	285	285	285	285	285
2. Monat	285	285	285	285	285	285	285	285
3. Monat	-	-	285	285	285	285	570	570

Prinzipiell wäre diese Bewirtschaftungsstrategie den vorangegangenen vorzuziehen, da der vorwiegend einheitliche, dem lokalen Wasserbedarf entsprechende Betrieb der Brunnen die Systembewirtschaftung vereinfacht. Auch in sozio-ökonomischer Hinsicht ergeben sich Vorteile, da nur zwischen 4 der 8 Landeignern Absprachen notwendig sind und insgesamt die Investitions- sowie Betriebskosten minimiert werden. Autonomie bzw. Unabhängigkeit der Bewirtschaftungseinheiten und Uniformität des Brunnenbetriebs sind daher wichtige Kriterien bei der Bewertung alternativer Strategien der Brunnensteuerung.

An dieser Stelle soll erwähnt werden, dass die Bewässerungsfläche bzw. der Gesamtwasserbedarf der einzelnen Betriebe im Bereich alluvialer Grundwasserleiter natürlich nicht immer homogen verteilt ist, obwohl die in Catolé do Rocha anzutreffenden Grundbesitzverhältnisse als typisch für das semiaride Landesinnern Nordost-Brasiliens bezeichnet werden können. Diese eher idealen Randbedingungen haben die Untersuchungen zur nachhaltigen Bewirtschaftung alluvialer Systeme sicherlich etwas vereinfacht. Vorteilhaft hat sich dieser Umstand jedoch auf die Transparenz der Untersuchungen bzw. der methodischen Vorgehensweise ausgewirkt. Insbesondere wurde deutlich, dass die Grundwassermodellierung ein unerlässliches Werkzeug zur Entwicklung und Bewertung von Strategien zur Bewirtschaftung alluvialer Systeme darstellt.

Die hier eingesetzte methodische Vorgehensweise zur effizienten Bewirtschaftung alluvialer Aquifersysteme in Nordost-Brasilien weist noch einen weiteren wichtigen Vorteil auf: Da es sich um eine wasserknappe semiaride Region handelt, ist die Analyse des Wasserdargebots im Vergleich zur Wasserbedarfsermittlung von vorrangiger Bedeutung. Für die Wasserbewirtschaftung ist zunächst die Wasserverfügbarkeit zu ermitteln. Allerdings lässt sich das nutzbare Wasserdargebot, wie oben gezeigt wird, mit ausreichender Genauigkeit nur mit Simulationsmodellen berechnen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das effektiv nutzbare Wasserdargebot nicht allein vom speicherbaren Grundwasservolumen, sondern auch von der Systembewirtschaftung bzw. Nutzung abhängt.

Der oben ermittelte Wasserbedarf bzw. –anspruch in Höhe von $285 \text{ m}^3/\text{d}$ pro Bewirtschaftungseinheit geht davon aus, dass die verfügbare Bewässerungsfläche gleichmäßig auf die Landeigner verteilt wird. Für eine nachhaltige sozio-ökonomische Entwicklung bzw. Bewirtschaftung, insbesondere die Landwirtschaft betreffend, könnten für die Bewässerung Referenzflächen festgelegt werden, die einer homogenen Wassernutzung entsprechen. Ist die bislang von einem Landeigner für die Bewässerung genutzte Fläche geringer als die Referenzfläche, so könnte ihm das Recht zugestanden werden, die Bewässerungsfläche entsprechend auszubauen. Wenn im Gegensatz dazu die bereits bewässerte Fläche die Referenzfläche übersteigt, so müsste sich der Landeigner auf letztere beschränken, um eine nachhaltige Entwicklung zu fördern. Diese möglichen Rechtsansprüche hinsichtlich der Grundwasser- und Landnutzung im Bereich alluvialer Aquifer könnten natürlich beliebig verkauft bzw. auf einen anderen Landeigner übertragen werden.

Die oben entwickelten Annahmen und Modellberechnungen zur Bewirtschaftung alluvialer Grundwassersysteme trachten danach, ein realitätsnahes Anwendungsbeispiel anhand der repräsentativen Fallstudie Catolé do Rocha zu vermitteln. Im Fall des für die semiariden und hydrogeologischen Verhältnisse Nordost-Brasiliens typischen Untersuchungsstandorts wird deutlich, dass die physikalischen Bedingungen maßgeblichen Einfluss auf die Systembewirtschaftung nehmen. Eine nachhaltige Bewirtschaftung ist allerdings nur unter Berücksichtigung der vorherrschenden sozialen und wirtschaftlichen Randbedingungen abzuleiten.

5.3 Wasserbewirtschaftung mit kontrollierter Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasserspeichern

Die mit alluvialen Sedimenten bedeckten Flächen in den typisch ländlichen Einzugsgebieten im semiariden Nordost-Brasilien nehmen nur einen sehr geringen Anteil der Gesamtfläche ein. Der überwiegende Teil der Bodenoberfläche besteht aus flachem tonigen Boden, der sich direkt auf dem kristallinen Gestein gebildet hat. In solchen kleinen Einzugsgebieten taucht oft noch die kristalline Basis direkt an der Geländeoberfläche auf. Mit Ausnahme der alluvialen Ablagerungen gelten daher die übrigen Flächen als undurchlässig. Grundwasser-speicherung bzw. -neubildung findet dort nicht statt. Jede Form künstlicher bzw. kontrollierter Grundwasseranreicherung muss also im Bereich der alluvialen Ablagerungen durchgeführt werden. Der Einsatz von Versickerungsbecken wird allerdings dadurch eingeschränkt, dass die fruchtbaren alluvialen Böden nach Möglichkeit in vollem Umfang für den Anbau von Bohnen, Mais, Obst und sogar Grünfutter, mit oder ohne Bewässerung, genutzt werden.

Eine im vorliegenden Fall leicht anwendbare Form kontrollierter Grundwasseranreicherung könnte darin bestehen, auf Dächern und undurchlässigen Flächen gesammeltes Regenwasser direkt in die Schachtbrunnen zu leiten. Da dies nur während der Regenzeit durchgeführt werden könnte, handelt es sich eher um eine unterstützende Maßnahme zur Erhöhung der Grundwasserneubildung während der Regenzeit. Hinsichtlich der Bewässerung während der Trockenzeiten spielt diese potentielle Bewirtschaftungsmaßnahme eine eher untergeordnete Rolle.

Die überall im semiariden Nordosten Brasiliens verbreiteten kleinen Oberflächenwasserspeicher, die sogenannten Açudes, speichern den Niederschlag bzw. Oberflächenabfluss während der Regenzeit. Sie eignen sich sehr gut als „Quelle“ für eine zielgerichtete, kontrollierte Grundwasseranreicherung (Macedo et al., 2002). Als potentielle Standorte bieten sich die kristallinen Bereiche direkt oberhalb der alluvialen Ablagerungen an (s. Abb. 5.16). Das gespeicherte Wasser kann dann zur Grundwasseranreicherung in kontrollierter Weise den Schachtbrunnen oder dem natürlichen Flussbett zu Beginn der alluvialen Flächen zugeleitet werden (Sharda et al., 2006). In letzterem, hier berücksichtigtem Fall entspricht die kontrollierte Anreicherung der natürlichen Grundwasserneubildung, die aus der Versickerung des Oberflächenwassers im Flussbett resultiert. Dieser Prozess konnte im Rahmen der numerischen Modellrechnungen mit dem Grundwasserströmungsmodell MODLOW erfolgreich simuliert werden.

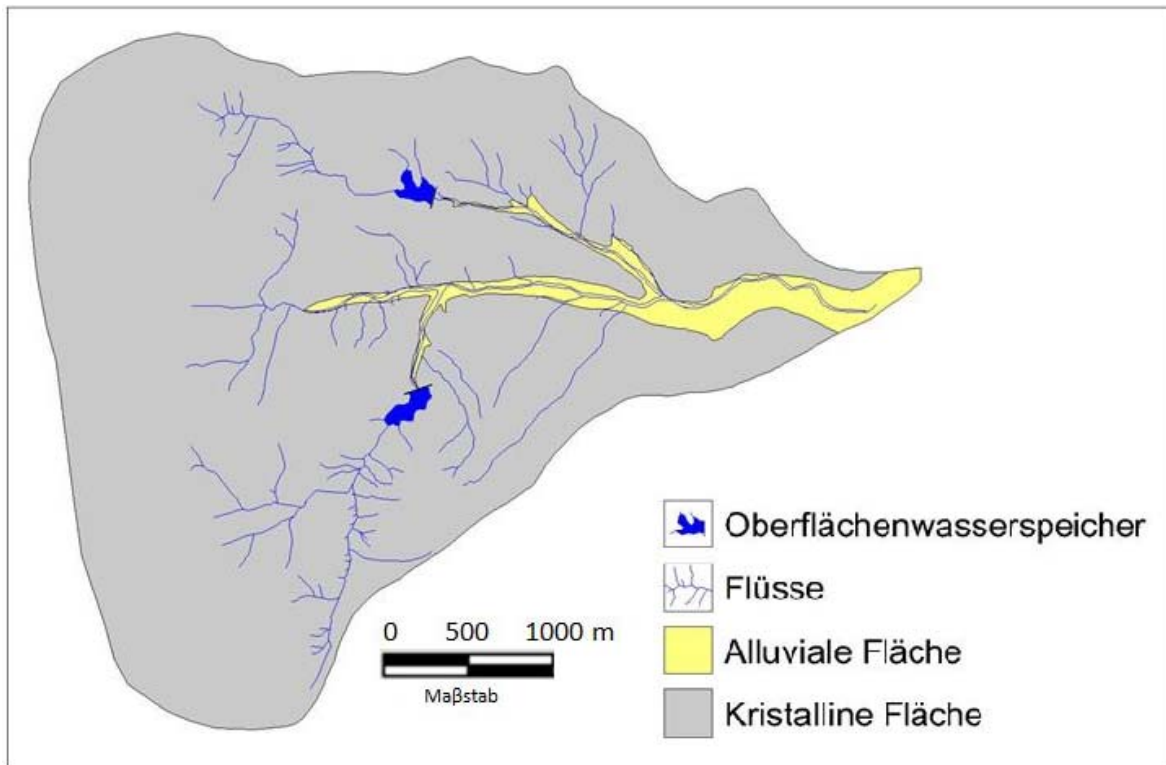


Abb. 5.16 Lage der Oberflächenwasserspeicher (Açudes)

Bei der Simulation des Systemverhaltens während der Regenzeiten der Jahre 1988 und 1989 konnte die Grundwasserneubildung bzw. Erhöhung des Grundwasserstands in Abhängigkeit der ermittelten Abflüsse und daraus resultierenden Infiltrationsraten nachgebildet werden (s. Kap. 4.2.3). Der Prozess ähnelt dem der kontrollierten Grundwasseranreicherung über das Flussbett. Allerdings wurde die kontrollierte Anreicherung während der Trockenzeiten durchgeführt. Der Prozess der kontrollierten Grundwasseranreicherung überlagert sich zeitlich mit den Auswirkungen der geplanten Grundwasserentnahmen aus Förderbrunnen.

Zunächst stellt sich hier die Frage, welches Wasservolumen in den Oberflächenspeichern gesammelt werden kann und für eine kontrollierte Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit zur Verfügung steht. Fraglich ist weiterhin, ob die Infiltration dieses zusätzlichen Wasservolumens ausreichend wäre, um die Grundwasserverfügbarkeit im alluvialen System während des Bewässerungszeitraums entscheidend zu verbessern. Die letzte Fragestellung lässt sich mit der Anwendung des Grundwasserströmungsmodells hinreichend beantworten. Die Beantwortung der ersten Frage benötigt die Anwendung eines Niederschlagsabflussmodells, dessen Kalibrierung neben zusätzlichen topographische Aufnahmen Abflusszeitreihen erforderlich machen würde, die für das Untersuchungsgebiet nicht zur Verfügung standen.

Zur Bestimmung der erforderlichen Eingabedaten für die Simulationsrechnungen zur kontrollierten Grundwasseranreicherung wurde daher ein vereinfachendes Modell bzw. Berechnungsmethode eingeführt. Auf die Berechnungsschritte soll im Folgenden eingegangen werden:

Das notwendige Speichervolumen eines Açude hängt neben den hydrologischen Verhältnissen von den geologischen Eigenschaften sowie Oberflächencharakteristika des Einzugsgebiets ab. Molle und Cadier (1992) stellten die folgende empirische Gleichung zur Abschätzung des erforderlichen Volumens kleiner Oberflächenspeicher im semiariden Nordost-Brasilien vor, welche sich für den vorliegenden Fall des Untersuchungsgebiets Catolé do Rocha gut eignet:

$$V=KH\alpha \quad (11)$$

und

$$S= \alpha KH(\alpha-1) \quad (12)$$

mit:

V = Volumen des Açude

S = hydraulische (benetzte) Fläche

H = maximale Tiefe des Açude

K , α = Geometriekoeffizienten

Der Koeffizient K, der sogenannte Öffnungskoeffizient, bezieht sich auf das Relief der Talsohle. Enge Gebirgstäler werden durch einen kleinen K-Wert zwischen 200 und 1000 gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu weisen extrem flache Einzugsgebiete mit großer Öffnung entsprechend große K-Werte in Höhe von 2000 bis zu 10000 auf. Der durchschnittliche Wert der Açudes bzw. ländlichen Einzugsgebiete im semiariden Landesinnern Nordost-Brasilien beträgt entsprechend ihrer topographischen Ausprägung 1500 (Molle & Cadier; 1992).

Der Koeffizient α seinerseits, der sogenannte Formkoeffizient, bezieht sich auf das Querschnittsprofil der Einzugsgebietsoberfläche auf Dammhöhe. Der α -Wert einer konkav geformten Geländeoberfläche liegt zwischen 2,2 und 2,8 ist damit geringer als der einer konvexen Oberfläche mit Werten von 3,0 bis 3,4. Ein V-förmiger Querschnitt besitzt α -Werte zwischen 2,7 und 3,2. Der durchschnittliche Wert für die bislang in Nordost-Brasilien implementierten Açudes beträgt 2,7.

Die Açudes wären direkt oberhalb des alluvialen Grundwasserleiters an zwei Stellen zu implementieren, um den Oberflächenabfluss der beiden Teileinzugsgebiete auffangen zu können (s. Abb. 5.16). Die oberhalb des alluvialen Systems, d.h. die flussaufwärts liegende Region ist durch bergige Verhältnisse geprägt. Die Analyse dieser beiden Einzugsgebiete im

Untersuchungsgebiet Catolé do Rocha führte zu folgenden Ergebnissen für den oben definierten Öffnungs- sowie Formkoeffizienten: $\alpha = 3,2$ und $K = 1800$.

Für die maximale Tiefe des Açude wurde ein Wert von 3,50 m angesetzt. Die in der Region bislang implementierten Açudes sind im Allgemeinen auf diesen Wert begrenzt. Das erforderliche Volumen und die hydraulische (benetzte) Fläche eines im Untersuchungsgebiet gelegenen Oberflächenwasserspeichers kann nun anhand der vorgestellten empirischen Formel geschätzt werden:

$$V = 99.149 \text{ m}^3$$

und

$$S = 90.650 \text{ m}^2$$

Das minimal für die kontrollierte Grundwasseranreicherung zur Verfügung stehende Wasservolumen ergibt sich nun aus dem oben geschätzten Speichervolumen der Açudes nach Berücksichtigung der im Verlauf von 3 Monaten maximal zu erwartenden Verdunstungsverluste. Wie die nachfolgenden Untersuchungen zeigen, erwies sich die kontrollierte Grundwasseranreicherung direkt zu Beginn der Trockenzeit als nicht vorteilhaft.

Die kleinen Oberflächenspeicher im semiariden Nordost-Brasilien weisen auf Grund der hohen Lufttemperatur und freien Wasseroberfläche hohe Evaporationsverluste auf. Für die Abschätzung der Evaporationsraten während der ersten Monate der Trockenzeit, von Juni bis Oktober, wurde auf die Untersuchungen von Hussein und Eldaw (1989) sowie Kuells et al. (2009) zurückgegriffen und eine durchschnittliche Rate von 8 mm/d angesetzt. Noch höhere Werte können allerdings während der Sommermonate Dezember bis Februar gemessen werden.

Das verdunstete Wasservolumen ergibt aus dem Produkt der Evaporationsrate mit der Wasseroberfläche des Açudes, die im Laufe der Zeit unter dem Einfluss der Verdunstung sowie der Wasserentnahmen für die Grundwasseranreicherung kontinuierlich abnimmt. Für die Wasseroberfläche des Speichers wurde mit 50% der benetzten Fläche ein durchschnittlicher Wert angenommen. Das im Verlauf von drei Monaten verdunstete Wasservolumen eines gegen Ende der Regenzeit gefüllten Açudes oben definierter Eigenschaften beträgt demnach etwa:

$$V_v = 0,008 \text{ m/d} \times 90\text{d} \times 45.325\text{m}^2$$

$$V_v = 32.634\text{m}^3$$

Das für die kontrollierte Grundwasseranreicherung verbleibende Wasservolumen des Açude ergibt sich demnach zu:

$$V_{gwa} = V - V_v \quad (13)$$

$$V_{gwa} = 66.515 \text{ m}^3$$

Die obigen Berechnungen zeigen, dass die Verdunstungsverluste während der dreimonatigen Bewässerungsperiode zu Beginn einer Trockenzeit mit etwa 33% des speicherbaren Volumens des Açude anzusetzen sind.

Die jährlichen Verdunstungsverluste größerer Oberflächenspeicher im semiariden Nordost-Brasilien werden auf 40% bis 60% des speicherbaren Volumens geschätzt (*Molle und Cadier, 1992; Cavalcanti, 2007*). Je kleiner der Speicher, desto größere Evaporationsverluste treten auf. So kommt es dazu, dass die Mehrheit der kleinen Açudes gegen Ende der sechs- bis achtmonatigen Trockenzeit eines gemäßigten Jahres trockenfallen, selbst wenn dem Speicher kein Wasser für die Wasserversorgung oder Bewässerung entnommen wird. In diesem Fall erreichen die Evaporationsverluste Verluste 100% des speicherbaren Wasservolumens.

Um eine Überschätzung des Wasservolumens auszuschließen, das effektiv für die kontrollierte Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit eines gemäßigten Jahres zur Verfügung steht, wird hier davon ausgegangen, dass die Verdunstungsverluste nicht wie zuvor ermittelt 33% sondern sogar 50% des speicherbaren Volumens betragen. Das für die Anreicherung verfügbare Wasservolumen ergibt sich damit zu:

$$V_{gwa} = 49.574 \text{ m}^3$$

Auf Grund der großen Evaporationsverluste ist das im Verlauf der Regenzeit aufgestaute Wasser während der Trockenzeit schnell zu nutzen bzw. im Untergrund zwischenspeichern. Hier bietet sich die kontrollierte Grundwasseranreicherung des alluvialen Aquifers an.

Im Folgenden wurden Simulationsrechnungen durchgeführt, die eine kontrollierte Anreicherung des alluvialen Grundwasserleiters mit Oberflächenwasser berücksichtigen, welches während der Regenzeit in den Açudes gesammelt werden kann. Es wird davon ausgegangen, dass während einer durchschnittlichen Regenzeit die berücksichtigten kleinen Açudes schnell gefüllt werden und das 50% des gespeicherten Wasservolumens (V_{gwa}) für die kontrollierte Grundwasseranreicherung durch Infiltration über das Flussbett zur Verfügung steht. Weiterhin soll zwischen den Fällen ohne und mit Implementierung eines unterirdischen Damms unterschieden werden.

5.3.1 Grundwasseranreicherung ohne unterirdischen Damm

Zunächst war zu untersuchen, wie sich die Bewirtschaftungsmaßnahme „Kontrollierte Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasserspeichern“ auf das Systemverhalten bzw. den Betrieb der Förderbrunnen auswirkt, ohne dass ein weiterer Wasserrückhalt durch unterirdische Dämme gegeben ist. Die Anwendung des Grundwasserströmungsmodells erfolgte wiederum für die Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988.

Die Simulation des Systemverhaltens unter dem Einfluss der kontrollierten Grundwasseranreicherung aus zwischengespeichertem Oberflächenwasser warf zunächst die Frage nach den geeigneten Anfangsbedingungen auf. Dazu wurden die folgenden Überlegungen angestellt:

Hinsichtlich der Grundwasserneubildung während der Regenzeit wird davon ausgegangen, dass diese durch die oberhalb des alluvialen Systems, im kristallinen Bereich liegenden Oberflächenspeicher nicht maßgeblich beeinflusst wird. Diese Annahme wird im Wesentlichen dadurch begründet, dass ihre Größe bzw. ihr Speichervolumen im Vergleich zum ermittelten Oberflächenabfluss sehr gering ist (s. Kap. 4.2.3.1). Ein Großteil des Oberflächenabflusses während der Regenzeit eines gemäßigten Jahres kann daher durch die Speicher nicht zurückgehalten werden und trägt weiterhin zur Grundwasserneubildung bei. Die kleinen Oberflächenwasserspeicher füllen sich bereits mit den ersten Niederschlagsereignissen zu Beginn der Regenzeit, da wenig Wasser im kristallinen Bereich infiltriert und ein Großteil des Niederschlags zu direkter Abflussbildung führt. Nach Füllung der beiden Speicher tragen sämtliche nachfolgenden Niederschläge zur Grundwasserneubildung bei. Das in den Açudes zurückgehaltene Wasservolumen ist damit vernachlässigbar.

Aus diesem Grund konnten die Grundwasserstände, die sich gegen Ende der Regenzeit 1988 ohne die Implementierung der Oberflächenspeicher eingestellt hatten, näherungsweise als Anfangsbedingungen für die Simulationsrechnungen während der Trockenzeit auch nach Implementierung der Speicher angesetzt werden.

Für die anstehenden Untersuchungen wurde von der räumlichen Verteilung der Pumpbrunnen ausgegangen, die sich im Rahmen der Untersuchungen zur Brunnensteuerung als besonders effizient gezeigt hatte (s. Kap. 5.2.3 und Abb. 5.14). Die derzeitige Lage der Förderbrunnen hatte sich in Bezug auf ihre Betriebsdauer nicht als vorteilhaft erwiesen. Tabelle 5.2 zeigt, dass nur einer der 8 Brunnen über den Bewässerungszeitraum von drei Monaten hinweg betrieben werden konnte.

Die jüngsten Untersuchungen zur effizienten Verteilung und Steuerung der Förderbrunnen gingen von einer reduzierten Grundwasserentnahme aus. Um den Einfluss kontrollierter Grundwasseranreicherung auf das Systemverhalten bzw. die Grundwasserförderung beurteilen zu können, war daher zunächst zu untersuchen, wie sich die Neupositionierung der

Brunnen (s. Abb. 5.17) auf die Deckung des Gesamtwasserbedarfs bzw. den Brunnenbetrieb auswirkt. Simuliert wurde eine Förderrate in Höhe von 475m³/d pro Brunnen während der Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988. Dabei blieb die kontrollierte Grundwasseranreicherung zunächst unberücksichtigt.

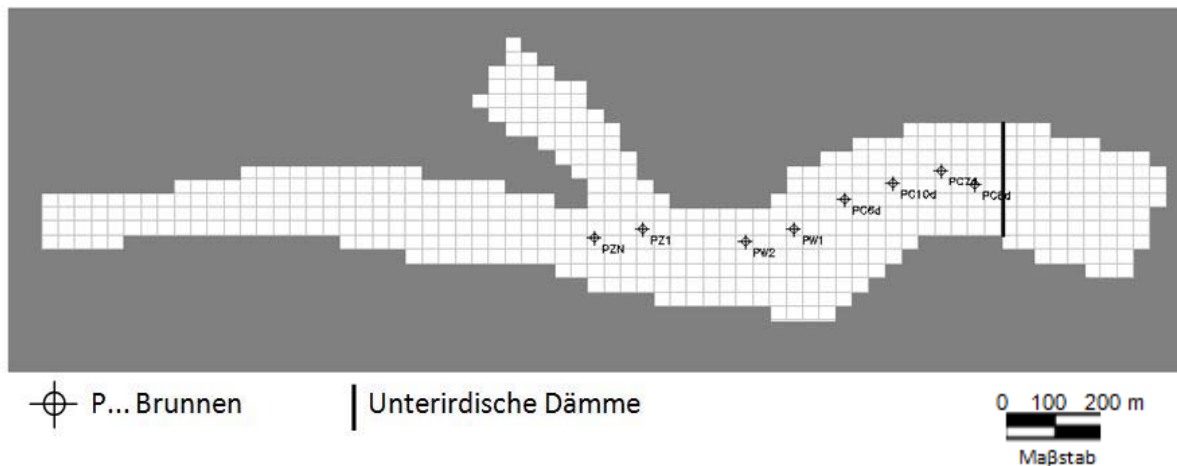


Abb. 5.17 Neuordnung der Förderbrunnen bei Implementierung einer kontrollierten Grundwasseranreicherung mit einem einzelnen unterirdischen Damm

Tabelle 5.10 stellt die erzielten Ergebnisse dar. Ein Vergleich mit der Tabelle 5.2 zeigt eine leichte Verbesserung des Brunnenbetriebs. Zwei der 8 Brunnen konnten nun ohne Berücksichtigung einer kontrollierten Grundwasseranreicherung mindestens über 90 Tage hinweg betrieben werden. Dieses Ergebnis soll im Folgenden als Grundlage zur Beurteilung der Effizienz weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen herangezogen werden.

Tab. 5.10 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne kontrollierte Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m³/d

Brunnen	PZN	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Betriebsdauer (Tage)	49	63	56	49	49	63	91	119

Zur Simulation der Grundwasseranreicherung waren die Speicherabgaben im oberen Bereich des alluvialen Systems durch Infiltration über das Flussbett in den alluvialen Grundwasserleiter einzubringen. Die Anreicherung ereignet sich dann durch Versickerung eines Teils des Abflusses entlang des Baches.

Das für die kontrollierte Grundwasseranreicherung zur Verfügung stehende Nettovolumen eines jeden Açudes direkt oberhalb des alluvialen Systems beträgt nach obigen Berechnungen 49.574 m³. Wird zunächst vereinfachend davon ausgegangen, dass dieses Volumen über den dreimonatigen Bewässerungszeitraum hinweg gleichmäßig vom Speicher abgegeben wird, so entspricht dies einer Abflussrate pro Speicher in Höhe von 550 m³ pro Tag. Dieser Wert wurde noch auf 500 m³/d abgerundet, um Unsicherheiten in seiner Bestimmung zu berücksichtigen.

Tabelle 5.11 stellt die Ergebnisse für die Bewirtschaftungsmaßnahmen mit und ohne kontrollierte Grundwasseranreicherung einander gegenüber. Man erkennt, dass die maximale Betriebsdauer jedes Brunnens, mit Ausnahme von PC7d, durch die kontrollierte Grundwasseranreicherung gesteigert werden konnte. Das Ergebnis war in dieser Form zu erwarten, da die oberhalb bzw. stromaufwärts gelegenen Brunnen direkt von der Grundwasseranreicherung in diesem Bereich profitieren. Trotzdem war das Resultat nicht zufriedenstellend, da insgesamt nur drei der Brunnen über die gesamte dreimonatige Bewässerungszeit hinweg betrieben werden können.

Tab. 5.11 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne und mit kontrollierter Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenfördererrate=475m³/d, 500m³/d Speicherabgabe pro Systemeingang über den gesamten Untersuchungszeitraum von 3 Monaten

Brunnen	PZN	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Betriebsdauer	(Tage)							
ohne GW-Anreicherung	49	63	56	49	49	63	>90	>90
mit GW-Anreicherung	70	>90	>90	63	56	70	77	>90

Weiterführende Modellrechnungen ergaben, dass die kontrollierte Grundwasseranreicherung direkt nach dem Ende der Regenzeit aufgrund der Grundwasserstände, Bodenfeuchte sowie Grundwasserströmungsverhältnisse wenig vorteilhaft und mit höheren Verdunstungs- und Abflussverlusten verbunden ist. Die Speicherabgaben während des ersten Monats der Trockenzeit besaßen nur geringe Auswirkungen auf die Betriebsdauer der Brunnen. Demzufolge wurde die Bewirtschaftung dahingehend geändert, dass die Speicherabgaben bzw. kontrollierte Grundwasseranreicherung auf die letzten beiden Monate der Bewässerungsperiode konzentriert wurden. Damit finden im ersten Monat der Trockenzeit keine Speicherabgaben statt.

Während des zweiten und dritten Monats betragen die Abgaben 750 m³/d. Wie Tabelle 5.12 zeigt, kann mit dieser Art der Speicherbewirtschaftung bzw. kontrollierten Anreicherung ein besseres Ergebnis erzielt werden.

Tab. 5.12 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen ohne und mit kontrollierter Grundwasseranreicherung während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m³/d, 750 m³/d Abgabe pro Systemeingang während des zweiten und dritten Monats

Brunnen	PZN	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Betriebsdauer	(Tage)							
ohne GW-Anreicherung	49	63	56	49	49	63	>90	>90
mit GW-Anreicherung	77	>90	>90	70	56	70	>90	>90

Weitere Variationen der zeitlichen Verteilung der Speicherabgaben, z.B. Abgaben in Höhe von 600 m³/d während des zweiten und 900 m³/d im dritten Monat, ergaben keine Verbesserung der Ergebnisse.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich die Anzahl wirksamer Brunnen mit Hilfe kontrollierter Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasser verdoppeln lässt. Die vorteilhafte Wirkung dieser Bewirtschaftungsmaßnahme auf die Grundwasserverfügbarkeit während der Trockenzeit, selbst ohne zusätzlichen Wasserrückhalt durch unterirdische Dämme, konnte damit nachgewiesen werden. Allerdings konnte der Gesamtwasserbedarf weiterhin nicht gedeckt werden. Lediglich die Hälfte der 8 neu positionierten Brunnen kann die notwendige Entnahmerate in Höhe von 475 m³/d über den Mindestzeitraum von 90 Tagen hinweg gewährleisten.

Simulationsrechnungen mit variierendem Nettovolumen der Açudes ergaben, dass die Speicherabgaben während des zweiten und dritten Monats der Trockenzeit 1.200 m³/d betragen müssten, um den Betrieb sämtlicher Brunnen über drei Monate hinweg gewährleisten zu können. Dies entspräche einem verfügbaren Volumen pro Açude in Höhe von 72.000 m³. Der Frage, wie sich eine Vergrößerung des nutzbaren Speichervolumens auf das Potential der kontrollierten Grundwasseranreicherung auswirken würde, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht nachgegangen. Hier wurde bewusst von der Implementierung kleiner Oberflächenspeicher abgesehen, die bereits zu Beginn der Regenzeit eines gemäßigten Jahres gefüllt werden und daher keinen signifikanten Einfluss auf die natürliche Grundwasserneubildung besitzen.

Die Einflussnahme der Açudes sowie weiterer technischer Maßnahmen, wie Injektionsbrunnen oder Infiltrationsbecken, auf die natürliche Grundwasserneubildung und kontrollierte Grundwasseranreicherung ist Gegenstand zukünftiger Forschung zur Verbesserung der Effizienz der Bewirtschaftung alluvialer Systeme. Auch die kontrollierte Abwasserinfiltration nach Vorreinigung ist im Rahmen integraler Konzepte der Wasserbewirtschaftung mit zu berücksichtigen.

Wie bereits im Rahmen der Implementierung unterirdischer Dämme (s. Kap. 5.2.4), so sollte auch hier untersucht werden, welche partielle Entnahmerate von jedem Brunnen über den gesamten dreimonatigen Bewässerungszeitraum hinweg gefördert werden könnte. Zum Vergleich der Ergebnisse mit denen, die durch Implementierung eines Untergrunddamms erzielt wurden (s. Tab. 5.8 und 5.9), wurde zunächst von einer Förderrate in Höhe von 285 m³/d pro Brunnen ausgegangen. Hier zeigten sich keine Einschränkungen des Brunnenbetriebs. Nun wurde die Förderrate der Brunnen sukzessive gesteigert, um einen Maximalwert bestimmen zu können.

Letztlich konnte festgestellt werden, dass bei kontrollierter Grundwasseranreicherung in Höhe von 750 m³/d während des zweiten und dritten Trockenmonats für die 8 Brunnen eine maximale Entnahmerate von 340 m³/d über die dreimonatige Bewässerungsperiode hinweg gewährleistet werden kann. Wird dieser Grenzwert überschritten, so führt dies zum Trockenfallen einiger Brunnen noch vor Ablauf von 90 Tagen.

Der festgestellte Grenzwert für die Grundwasserentnahmerate unter dem Einfluss kontrollierter Grundwasseranreicherung entspricht 72% des ursprünglich festgestellten Wasserbedarfes in Höhe von 475 m³/d pro Brunnen. Dagegen konnte bei Implementierung eines Untergrunddamms nur eine Förderrate von 285 m³/d aufrechterhalten bzw. etwa 60% des Gesamtwasserbedarfs gedeckt werden.

Beim Vergleich beider Bewirtschaftungsmaßnahmen ist allerdings zu beachten, dass mit der kontrollierten Grundwasseranreicherung aus Oberflächenwasser ein größerer operationeller Aufwand verbunden ist. Das in den Açudes zwischengespeicherte Oberflächenwasser ist unter Minimierung der Zuleitungsverluste effizient in den Untergrund einzubringen. Längere Verweilzeiten im Oberflächenspeicher können zu signifikanten Wasserverlusten durch Verdunstung führen.

Im Gegenteil dazu benötigt der unterirdische Damm neben den Förderbrunnen keine weiteren Anlagen für seine Steuerung. Die Wasserspeicherung findet ausschließlich im Untergrund statt, so dass diese Bewirtschaftungsmaßnahme generell geringe Verdunstungsverluste nach sich zieht.

Auch ist mit dem Bau der beiden Acudes oberhalb der beiden Systemeingänge ein größerer wirtschaftlicher Aufwand als mit der Implementierung eines Untergrunddamms am Systemausgang verbunden. Für einen weitergehenden Vergleich der Wirtschaftlichkeit beider Bewirtschaftungsmaßnahmen wären Kosten-Nutzen-Untersuchungen durchzuführen.

Abschließend soll allerdings bemerkt werden, dass beide Maßnahmen im Grunde nicht in Konkurrenz zueinander stehen. Im Gegenteil ist zu erwarten, dass ihre integrale Nutzung zur effizienten Bewirtschaftung der Wasserressourcen beitragen wird. Während die kontrollierte Grundwasseranreicherung zur Maximierung des Systeminputs beiträgt, minimiert der Untergrunddamm den Systemausfluss bzw. verstärkt den Wasserrückhalt im alluvialen Grundwasserleiter.

5.3.2 Grundwasseranreicherung mit unterirdischem Damm

Um dieser Vermutung nachzugehen, wurde im Folgenden die gekoppelte Implementierung beider Bewirtschaftungsmaßnahmen untersucht. Die Anwendung des Grundwasserströmungsmodells erfolgt wiederum für die Trockenzeit des gemäßigten Jahres 1988.

Wie beim Fall der Grundwasseranreicherung ohne unterirdischen Damm wurden, unter Berücksichtigung der vorangegangenen Diskussionen, blieben die als geringfügig bewerteten Auswirkungen der beiden Oberflächenspeicher auf die natürliche Grundwasserneubildung während der Regenzeit unberücksichtigt. Allerdings waren nun als Anfangsbedingung die Grundwasserstände anzusetzen, die sich am Ende der Regenzeit 1988 nach Implementierung eines Untergrunddamms am Systemausgang eingestellt hatten.

In Übereinstimmung mit den vorangegangenen Simulationsrechnungen wurde zunächst davon ausgegangen, dass über den gesamten Bewässerungszeitraum von drei Monaten hinweg an jedem der beiden Systemeingänge $500 \text{ m}^3/\text{d}$ im Flussbett infiltriert werden. Es ergaben sich folgende Ergebnisse:

Ausschließlich der Brunnen PZN konnte nur über 77 Tage betrieben werden. Die übrigen Brunnen können die zur Deckung des Gesamtwasserbedarfs benötigte Förderrate in Höhe von $475 \text{ m}^3/\text{d}$ nun über den gesamten Bewässerungszeitraum hinweg aufrechterhalten. Ein Vergleich der Bewirtschaftungsmaßnahme „Kontrollierte Grundwasseranreicherung ohne Untergrunddamm“ zeigt, dass dies eine signifikante Verbesserung der Systembewirtschaftung darstellt (s. Tab. 5.12).

Auch für die Bewirtschaftungsmaßnahme „Kontrollierte Grundwasseranreicherung mit Untergrunddamm“ wurden nun die Auswirkungen zeitlich variabler Speicherabgaben bzw. Grundwasseranreicherung auf die Wasserverfügbarkeit bzw. die Betriebsdauer der Brunnen unter-

sucht. Es konnte bestätigt werden, dass die Grundwasseranreicherung während des ersten Monats der Trockenzeit nur einen geringen Einfluss auf die maximale Betriebsdauer der Brunnen besitzt. Demzufolge wurde auch hier die Bewirtschaftung dahingehend geändert, dass die Speicherabgaben bzw. kontrollierte Grundwasseranreicherung nun auf die letzten beiden Monate der Bewässerungsperiode konzentriert wurden. Während des ersten Bewässerungsmonats finden somit keine Speicherabgaben statt.

Bei Konzentration der Speicherabgaben auf den zweiten und dritten Monat konnten die in Tabelle 5.13 dargestellten Ergebnisse erzielt werden. Dabei betragen die Abgaben jedes Speichers 700 m³/d im zweiten und 800 m³/d im dritten Monat. Die Ergebnisse zeigen, dass die benötigte Förderrate in Höhe von 475 m³/d pro Brunnen nun für den gesamten Bewässerungszeitraum gewährleistet werden kann.

Tab. 5.13 Maximale Betriebsdauer der neu positionierten Brunnen mit kontrollierter Grundwasseranreicherung und Untergrunddamm während der Trockenzeit 1988, Brunnenförderrate=475m³/d, 700 m³/d Speicherabgabe im zweiten und 800 m³/d im dritten Monat

Brunnen	PZN	PZ1	PW2	PW1	PC6d	PC10d	PC7d	PC8d
Max. Betriebsdauer	91	119	91	91	91	98	91	98

Die Untersuchungen zur nachhaltigen Bewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasserleiter zeigen, dass erst mit der Implementierung drei wichtiger Bewirtschaftungsmaßnahmen, nämlich von Oberflächenspeichern an den Systemeingängen, eines unterirdischen Damms am Systemausgang sowie der Anpassung der räumlichen Verteilung der Förderbrunnen an die Wasserverfügbarkeit im System ein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt werden kann.

6 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

a. Hydrogeologisches Systemverhalten typischer alluvialer Grundwassersysteme in Nordost-Brasilien

Die durchgeführten Studien zeigen, dass es sich bei den für Nordost-Brasilien typischen alluvialen Grundwasserleitern um sehr dynamische instationäre Systeme handelt, welche schnell auf äußere Einflüsse wie Wasserinput durch Niederschlag oder Wasserentzug durch Evapotranspiration reagieren. Die Grundwasserneubildung erfolgt allerdings weniger direkt aus dem Niederschlag als vielmehr über oberirdische Abflüsse, welche entlang der Flussläufe in den Grundwasserleiter infiltrieren. Damit ist offensichtlich, dass diese Systeme typischerweise eine starke Interaktion mit den Oberflächengewässern aufweisen.

Diese Eigenschaften sind im wesentlichen auf die sehr geringen Systemdimensionen sowie die hohe Wasserleitfähigkeit der sedimentären Schichten zurückzuführen. Es handelt sich hier um räumlich stark begrenzte Grundwassersysteme mit geringer Mächtigkeit, häufig geringer als 20m sowie Aquiferbreiten von mehreren hundert Metern. Dies kann während der Trockenheit dazu führen, dass Teile des Grundwassersystems komplett austrocknen. In Anlehnung an den für Oberflächengewässer semiarider Regionen üblichen Sprachgebrauch, könnte man diese alluvialen Grundwasserleiter auch als intermittierende Systeme bezeichnen.

Die bereichsweise Austrocknung der Grundwasserleiter zusammen mit der hohen Systemheterogenität, insbesondere in Bezug auf die hydraulische Wasserleitfähigkeit, erschwert die Anwendung der vorhandenen und zur Analyse des Systemverhaltens notwendigen numerischen Grundwassermodelle. Die Modellanwendung sollte daher auf einer möglichst genauen Systemcharakterisierung basieren und macht eine sorgfältige Modellkalibrierung erforderlich, wie die Ausführungen des Kapitels 4.2 zeigen. Für detaillierte weiterführende Studien, insbesondere in Bezug auf Wasserqualitätsaspekte, ist eine Weiterentwicklung der heute verfügbaren Modellwerkzeuge notwendig, um den oben genannten Systembesonderheiten Rechnung tragen zu können.

b. Erschließung der alluvialen Grundwasservorkommen durch Brunnen

Die Untersuchungen am alluvialen Grundwassersystem Catolé do Rocha zeigen, dass erstens die Bewässerung zu Beginn der Trockenzeit erfolgen sollte, um das gespeicherte Grundwasser direkt nutzen zu können, und zweitens, dass aufgrund der begrenzten Wasserverfügbarkeit sich der Anbau auf Kulturen mit einer Wachstumsperiode von bis zu 90 Tagen beschränken sollte.

Maßgeblichen Einfluss auf die Grundwasserbewirtschaftung hat der Speicherzustand des Aquifersystems zu Beginn der Trockenzeit. Im Fall eines überdurchschnittlich feuchten Jahres ist der Grundwasserleiter zu Beginn der Trockenzeit gefüllt, was eine optimale Ausgangssituation für die Bewirtschaftung darstellt. Die Modellanwendungen zeigen, dass im Fall einer solchen Anfangsbedingung, der Gesamtwasserbedarf über die gesamte Trockenzeit hinweg durch die Pumpbrunnen ohne weitere Veränderungen des natürlichen Systems problemlos gedeckt werden kann.

Im Fall eines Jahres mit durchschnittlicher Grundwasserneubildung ist der Grundwasserleiter zu Beginn der Trockenzeit nicht vollständig gefüllt, welches sich, wie die Untersuchungen zeigen, nachteilig auf die Systembewirtschaftung auswirkt. Wie die numerischen Modellrechnungen unter der Berücksichtigung von 8 Pumpbrunnen für die verschiedenen Landeigner zeigen, kann unter dieser Anfangsbedingung und ohne die Einführung spezifischer Bewirtschaftungsmaßnahmen (Do-Nothing-Approach) der Gesamtwasserbedarf bei weitem nicht über den Zielzeitraum von 90 Tagen sichergestellt werden. Die im Folgenden untersuchten Bewirtschaftungsstrategien zur Deckung des Wasserbedarfs beziehen sich daher auf ein statistisch repräsentatives hydrologisches Jahr mittlerer Grundwasserneubildung unter Berücksichtigung der typischen Niederschlagsverteilung über die Regenzeit hinweg.

c. Nutzung von unterirdischen Dämmen

Als vorrangige Bewirtschaftungsmaßnahme zur Wasserbedarfsdeckung wurde zunächst die Implementierung von Untergrunddämmen näher untersucht. Die Modellrechnungen zeigen, dass im Fall der Implementierung von drei unterirdischen Dämmen an strategischen Stellen des alluvialen Systems in Bezug auf die Wasserbedarfsdeckung kaum eine Verbesserung gegenüber dem obigen Do-Nothing-Approach erzielt werden konnte. Auch durch eine Variation der Anordnung dieser Dämme stellte sich keine signifikante Verbesserung ein. Die Reduzierung der Anzahl der Dämme auf zwei erbrachte ebenfalls nicht die gewünschte Verbesserung des Systembetriebs.

Die Implementierung eines einzelnen unterirdischen Damms am Ausgang des alluvialen Systems erbrachte letztlich das beste Ergebnis in Bezug auf die Wasserbedarfsdeckung sowie die maximale Betriebsdauer der 8 Brunnen. Allerdings konnte nur an 4 der 8 Brunnen die notwendige Betriebsdauer von 90 Tagen sichergestellt werden, unter der Voraussetzung, dass sämtliche Brunnen mit identischen Pumpraten betrieben wurden. Für den Fall eines einzelnen unterirdischen Damms konnte zudem nachgewiesen werden, dass durch die Reduzierung der Pumpbrunnen auf sechs, 75% des Gesamtwasserbedarfs bei konstanten Pumpraten über 90 Tage hinweg gedeckt werden konnten.

Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass sich die Anordnung von mehreren Dämmen, selbst an strategisch vorteilhaften Standorten, nachteilig auf den Systembetrieb auswirken kann. Dies erklärt sich im Wesentlichen durch die Aufteilung des Gesamtspeichervolumens auf verschiedene Dammstandorte sowie der Einschränkung des Brunnenbetriebs bei den daraus resultierenden niedrigen Grundwasserständen.

d. Reduktion der Bewässerungsfläche

Da die Untersuchungen zur Implementierung von Untergrunddämmen letztlich keine ausreichende Wasserbedarfsdeckung für die 8 lokalen Landeigner ergeben hatten, wurden im Folgenden die Bewässerungsfläche und damit der Wasserbedarf schrittweise um 20, 30, 40 sowie 50% gesenkt. Im Fall der Minderung der Bewässerungsfläche um nur 20% ergab sich keine signifikante Verbesserung in der Wasserbedarfsdeckung. Nur 4 der insgesamt 8 Brunnen konnten über den Zeitraum von 90 Tagen hinweg betrieben werden. Bei Minderung der Bewässerungsfläche um 30% konnte die minimal erforderliche Betriebsdauer bereits bei 6 Brunnen aufrechterhalten werden. Erst bei Eliminierung von etwa 50% der Bewässerungsfläche konnte der Wasserbedarf sämtlicher Bewirtschaftungseinheiten über den Betrieb der 8 Brunnen bei gleichen Pumpraten gedeckt werden.

Die Implementierung nur eines unterirdischen Damms ist zwar effektiver als eine Kombination mehrerer Dämme, erweist sich aber in dieser Form einer isolierten wasserwirtschaftlichen Maßnahme als nicht ausreichend, da die Kürzung von mehr als 50% der Bewässerungsflächen am Standort Catolé do Rocha wirtschaftlich nicht tragbar ist. Die Notwendigkeit der Implementierung weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Deckung des Gesamtwasserbedarfs ist daher offensichtlich.

e. Steuerung der Förderbrunnen

Da im Fall eines einzelnen Untergrunddamms und einer Herabsetzung der Bewässerungsfläche um 40% der Gesamtwasserbedarf bereits nahezu gedeckt werden konnte, wurde im Folgenden untersucht, ob über eine Änderung des Pumpenbetriebs eine Verbesserung der Systembewirtschaftung erzielt werden kann.

Aufgrund der räumlichen Verteilung des im Grundwasserleiter oberhalb des Damms gespeicherten Wassers wurden die 8 Pumpbrunnen im Folgenden so betrieben, dass die Pumpenraten der Brunnen nahe des Untergrunddamms deutlich erhöht und die Pumpenraten der am Systemeingang gelegenen Brunnen deutlich vermindert wurden. Durch diese Form der

Brunnensteuerung konnte der Wasserbedarf für die geminderte Bewässerungsfläche sichergestellt werden. Allerdings war die Verteilung der Pumpenraten auf die 8 Brunnen so unregelmäßig, dass damit ein hoher Aufwand zur Umverteilung des gepumpten Grundwassers auf die Bewässerungsflächen der unterschiedlichen Landeigner zu erwarten wäre.

Demzufolge wurde nunmehr so verfahren, dass über die ersten beiden Monate hinweg sämtliche Brunnen mit konstanten Pumpraten betrieben wurden. Erst im dritten Monat wurden die zwei sich am Systemeingang befindenden Brunnen außer Betrieb genommen, wobei die Pumpraten der beiden Brunnen nahe dem Untergrunddamm verdoppelt wurden. Dadurch konnte der mit der Umverteilung des geförderten Grundwassers verbundene Aufwand deutlich gesenkt werden.

Die Modellrechnungen zeigen, dass die Steuerung der Pumpbrunnen im Fall alluvialer Grundwasserleiter eine unerlässliche Bewirtschaftungsmaßnahme darstellt. Dies macht eine enge Zusammenarbeit und Absprachen zwischen den Landeignern zur Umverteilung des geförderten Grundwassers und gemeinschaftlichen Bewirtschaftung des alluvialen Grundwasserleiters erforderlich, welches unter den vorherrschenden sozialen, kulturellen und wirtschaftlichen Randbedingungen allerdings kein leichtes Unterfangen ist.

f. Nutzung von Oberflächenwasserspeichern mit kontrollierter GW-Anreicherung

Als Alternative zu den Untergrunddämmen wurde im Folgenden die Implementierung von kleinen Oberflächenwasserspeichern, sogenannten Acudes, mit dem Ziel einer künstlichen bzw. kontrollierten Grundwasseranreicherung untersucht. Im Bewirtschaftungsmodell wurden daher an den beiden Zuflüssen des alluvialen Systems zwei kleine Flussdämme zur Speicherung des Oberflächenwassers angenommen. Als mögliche Bewirtschaftungsstrategie wurde zunächst davon ausgegangen, dass die dort im Verlauf der Regenzeit gespeicherten Wasserzuflüsse direkt nach dem Beginn der Trockenzeit über den Zeitraum von 90 Tagen hinweg im Flussbett des alluvialen Systems infiltriert werden. Im Vergleich zum Do-Nothing-Approach konnte mit dieser Maßnahme nur eine geringfügige Verbesserung der Bewirtschaftung erreicht werden. Insgesamt drei der 8 Brunnen konnten über 3 Monate hinweg betrieben werden.

Wie die Modellrechnungen ergaben, ist die kontrollierte Grundwasseranreicherung direkt nach dem Ende der Regenzeit aufgrund der Grundwasserstände, Bodenfeuchte sowie Grundwasserströmungsverhältnisse wenig vorteilhaft und mit höheren Verdunstungs- und Abflussverlusten verbunden. Daher wurden als alternative Bewirtschaftungsstrategie die Speicherabgaben auf den zweiten und dritten Monat nach Beginn der Trockenzeit gleichmä-

ßig verteilt. Die Bewirtschaftung konnte dahingehend verbessert werden, dass nunmehr 4 der 8 Brunnen die minimal erforderliche Betriebsdauer erreichten.

Eine Konzentration der Abgaben der Oberflächenwasserspeicher auf den dritten Monat mit deutlicher Verringerung der Abgaben im zweiten Monat erbrachte keine wesentliche Verbesserung in Bezug auf die erforderlichen Betriebszeiten der Brunnen.

Die Modellrechnungen zur Implementierung von Oberflächenwasserspeichern an den Eingängen des alluvialen Systems Catolé do Rocha zeigen deutlich, dass die Speicher in der Form einer isolierten wasserwirtschaftlichen Maßnahme zwar eine Verbesserung des Do-Nothing-Approachs darstellen, der Gesamtwasserbedarf jedoch weiterhin nicht in vollem Umfang gedeckt werden kann. Die mögliche Kontrolle der Systemzuflüsse durch die Acudes ist vorteilhaft im Vergleich zu der Bewirtschaftung des Systems allein auf der Grundlage eines Untergrunddamms, welcher keine direkte Systemsteuerung erlaubt.

g. Implementierung von Oberflächenwasserspeichern sowie Untergrunddämmen

Als nunmehr verbleibende Bewirtschaftungsmaßnahme wurde die kombinierte Implementierung von zwei kleinen Oberflächenwasserspeichern sowie eines Untergrunddamms am Ausgang des alluvialen Grundwassersystems im Modell untersucht. Auf der Grundlage der bislang erworbenen Erkenntnisse zur Effizienz der künstlichen Grundwasseranreicherung konzentrieren sich die Abgaben der Acudes auf den zweiten und dritten Monat nach Beginn der Trockenzeit.

Die Modellrechnungen ergaben, dass der Gesamtwasserbedarf durch eine Verbundbewirtschaftung des Systems Catolé do Rocha erstmalig in vollem Umfang über die 8 Brunnen und den 3-monatigen Anbauzeitraum hinweg gedeckt werden konnte. Die isolierte Implementierung von Açudes oder Untergrunddämmen erwies sich als wenig effizient, da im ersten Fall das künstlich angereicherte Wasser nicht nachhaltig im Untergrund gespeichert werden kann, und im zweiten Fall die Systemzuflüsse nicht gesteuert werden können.

Die Ergebnisse bestätigen die enge Verbindung des alluvialen Systems mit den lokalen intermittierenden Oberflächengewässern, welche durch die Verbundbewirtschaftung noch weiter verstärkt wird und zielgerichtet genutzt werden kann.

Für weiterführende Studien könnte das Augenmerk auf folgende Aspekte gerichtet werden:

- Rolle der ungesättigten Bodenzone bei der natürlichen Grundwasserneubildung sowie der künstlichen Grundwasseranreicherung;
- Berücksichtigung anderer Techniken der künstlichen Grundwasseranreicherung, zum Beispiel durch Infiltrationsbecken direkt über dem alluvialen Speicher, die vom Acude aus durch Zuleitungskanäle gespeist werden könnten;
- Bewirtschaftung der Acudes auf der Grundlage kombinierter hydrologischer Modelle zur effizienten Steuerung der Systemzugänge;
- Quantitativer sowie qualitativer Einfluss der Bewässerung auf die Grundwasseranreicherung und Systemsteuerung;
- Einfluss der Gewässerqualität sowie extrem trockener Jahre auf die Systemsteuerung bzw. Bewirtschaftung der Wasserressourcen;
- Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit alternativer Formen der Verbundbewirtschaftung sowie sozialer Einflussgrößen.

7 Zusammenfassung

Der Nordosten Brasiliens gilt in sozio-ökonomischer Hinsicht als unterentwickelte Region. Abgesehen von anderen politischen, sozialen und wirtschaftlichen Gründen ist der nachteilige Entwicklungszustand Nordost-Brasiliens vorwiegend auf die im größten Teil der Region herrschende Wasserknappheit zurückzuführen. Diese macht eine gezielte Bewirtschaftung der Wasserressourcen notwendig. Zahlreiche alluviale Ablagerungen entlang der intermittierenden Flüsse sammeln das Wasser während der kurzen Regenzeit. Trotz der großen Bedeutung dieser kleinen Grundwasservorkommen für die ländliche Entwicklung werden diese auf Grund fehlender Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse und angepassten Bewirtschaftungsmethoden bislang nicht optimal genutzt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde daher beispielhaft für ein repräsentatives Untersuchungsgebiet in Nordost-Brasilien und einem für dieses Gebiet typischen Grundwasserleiter untersucht, wie sich die Implementierung unterschiedlicher Maßnahmen der Wasserbewirtschaftung auf die sozio-ökonomische Entwicklung dieser Region auswirken. Neben der Wasserversorgung der Bevölkerung ist die Bewässerung für die landwirtschaftliche Produktion der größte Wasserverbraucher der Region. Unter diesen Gesichtspunkten sind folgende Aspekte näher untersucht worden:

- Hydrogeologische Systemeigenschaften und Systemverhalten typischer alluvialer Grundwassersysteme in Nordost-Brasilien,
- Erschließung der alluvialen Grundwasservorkommen durch Brunnen,
- Effiziente Steuerung der Pumpbrunnen,
- Reduktion der Bewässerungsfläche zur Wasserbedarfsdeckung,
- Implementierung von unterirdischen Dämmen im Rahmen der Grundwasserbewirtschaftung,
- Nutzung von Oberflächenwasserspeichern zur kontrollierten Grundwasseranreicherung, sowie letztlich die
- Verbundbewirtschaftung dieser wasserwirtschaftlichen Systeme durch Oberflächenwasserspeicher sowie unterirdische Dämme.

Zur Behandlung dieser Fragestellungen und Charakterisierung des Untersuchungsgebiets wurden über einen Zeitraum von drei Jahren hinweg Daten vor Ort erhoben. Hierbei stand die Aufnahme hydrologischer und hydrogeologischer Messdaten im Vordergrund. Die Systemreaktion auf die unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen wurde anhand eines numerischen Grundwasserströmungsmodells untersucht.

Die geringen Dimensionen alluvialer Aquifere können dazu führen, dass Teile des Grundwassersystems während der Trockenzeit komplett austrocknen. Die bereichsweise Austrocknung der Grundwasserleiter zusammen mit der hohen Systemheterogenität insbesondere in Bezug auf die hydraulische Wasserleitfähigkeit erschwert die Anwendung der vorhandenen zur Analyse des Systemverhaltens verwendeten numerischen Grundwassermodelle.

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Bewirtschaftungsstrategien beziehen sich im Wesentlichen auf ein statistisch repräsentatives hydrologisches Jahr mittlerer Grundwasserneubildung unter Berücksichtigung der typischen Niederschlagsverteilung über die Regenzeit hinweg.

Die Modellrechnungen zeigen, dass sich die Anordnung von mehreren Untergrunddämmen, selbst an strategisch vorteilhaften Standorten, nachteilig auf den Systembetrieb auswirken kann. Dies erklärt sich im Wesentlichen durch die Aufteilung des Gesamtspeichervolumens auf verschiedene Dammstandorte sowie der Einschränkung des Brunnenbetriebs bei den daraus resultierenden niedrigen Grundwasserständen. Die Implementierung nur eines unterirdischen Damms ist zwar effektiver als eine Kombination mehrerer Dämme, erweist sich aber in dieser Form einer isolierten wasserwirtschaftlichen Maßnahme als nicht ausreichend, da die Kürzung von mehr als 50% der Bewässerungsflächen am Standort Catolé do Rocha wirtschaftlich nicht tragbar ist.

Die Modellrechnungen machten weiterhin deutlich, dass die Steuerung der Pumpbrunnen im Fall alluvialer Grundwasserleiter eine unerlässliche Bewirtschaftungsmaßnahme darstellt. Dies macht eine enge Zusammenarbeit und Absprachen zwischen den Landeignern zur Umverteilung des geförderten Grundwassers und gemeinschaftlichen Bewirtschaftung des alluvialen Grundwasserleiters erforderlich, welches unter den vorherrschenden sozialen, kulturellen und wirtschaftlichen Randbedingungen allerdings kein leichtes Unterfangen ist.

Im Fall kontrollierter Grundwasseranreicherung mit in Açudes zwischengespeichertem Oberflächenwasser zeigte sich, dass eine kontrollierte Anreicherung direkt nach dem Ende der Regenzeit aufgrund der Grundwasserstände, Bodenfeuchte sowie Grundwasserströmungsverhältnisse wenig vorteilhaft und mit höheren Verdunstungs- und Abflussverlusten verbunden ist. Durch eine Konzentration der Speicherabgaben bzw. kontrollierten Anreicherung auf den zweiten und dritten Monat nach Beginn der Trockenzeit konnte die Bewirtschaftung weiter verbessert werden.

Die Modellrechnungen zur Implementierung von Oberflächenwasserspeichern an den Eingängen des alluvialen Systems Catolé do Rocha mit kontrollierter Grundwasseranreicherung zeigen, dass diese wasserwirtschaftlichen Maßnahme nicht ausreichend ist, um das vorhan-

dene Wasserdargebot effizient zu bewirtschaften. Die mögliche Kontrolle der Systemzuflüsse durch die Açudes ist allerdings vorteilhaft im Vergleich zu der Bewirtschaftung des Systems allein auf der Grundlage eines Untergrunddamms, welcher keine direkte Systemsteuerung erlaubt.

Die Untersuchungen zeigen zusammenfassend, dass zur nachhaltigen Bewirtschaftung kleiner alluvialer Grundwasserleiter unter semiariden Bedingungen drei Bewirtschaftungsmaßnahmen vorrangige Bedeutung besitzen: Oberflächenspeicher oberhalb des alluvialen Systems zur Kontrolle der Zuflüsse, ein unterirdischer Damm am Systemausgang, sowie letztlich eine räumliche Verteilung der Förderbrunnen, die dem Speicherverhalten des Grundwassersystems angepasst ist. Die Systemsteuerung erfolgt dann über die Pumpbrunnen sowie die kontrollierte Grundwasseranreicherung. Die Ergebnisse bestätigen die enge Verbindung des alluvialen Systems mit den lokalen intermittierenden Oberflächengewässern, welche durch die Verbundbewirtschaftung noch weiter verstärkt wird und zielgerichtet genutzt werden kann.

Die erzielten Ergebnisse, insbesondere hinsichtlich der Verbundbewirtschaftung, können auf die zahlreichen ähnlichen wasserwirtschaftlichen Systeme im semiariden Landesinnern NO-Brasiliens übertragen werden.

8 Literaturverzeichnis

ABDULRAZZAK, M. J. & H. J. MOREL-SEYTOUX, 1983:

Recharge from an ephemeral stream following wetting Front arrival to water table. Water Resources Research, Vol. 19, No. 1, 194-200.

ALBUQUERQUE, J. do P. T., 1984:

Os Recursos de Água Subterrânea do Trópico Semi-Árido do Estado da Paraíba. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande.

ALBUQUERQUE, J. do P. T. & J. C. RÊGO, 1987:

Estudos de avaliação e utilização de um aquífero aluvial do semi-árido paraibano. In: VII Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, 4, 42-54, Salvador, Bahia.

ALBUQUERQUE, J. do P. T. & J. C. RÊGO, 1999:

Subsídios para o gerenciamento racional e integrado dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos do Estado da Paraíba. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG.

ALLISON, G. B., 1988:

A review of some of the physical, chemical and isotopic techniques available for estimating groundwater recharge. In: I. Simmers (ed.), Estimation of natural groundwater recharge. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, The Netherlands, 49-72.

AL-MUTTAIR, F. F., U. SENDIL & A. S. AL-TURBAK, 1994:

Management of Recharge Dams in Saudi Arabia. ASCE – Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 120, No. 6, (6), 749-763.

AL-TURBAK, A. S. & F. F. AL-MUTTAIR, 1989:

Effect of Precipitation Variability on Recharge in Unconfined Aquifers. In: International Seminar on Climatic Fluctuations and Water Resources, Cairo, Egypt, Dec.

ANA, 2007:

Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil. Cadernos de Recursos Hídricos, 2. Brasília.

ANDERSON, M. P. & W. W. WOESSNER, 2002:

Applied Groundwater Modelling. Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press Inc. San Diego, California 2. ed.

ANDRADE, M. C. de, 1998:

A terra e o homem no Nordeste: contribuição ao estudo da questão agrária no Nordeste. 6. Ed.. Editora Universitária da UFPE, Recife.

ANDRADE, E. M. de, H. A. Q. PALÁCIO, I. H. SOUZA, R. A. de O. LEÃO & M. J. GUERREIRO, 2007:

Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. *Environmental Research*, 106, 170-177.

ARAGÃO, R., V. S. SRINIVASAN, E. E. FIGUEIREDO, C. O. GALVÃO, J. C. RÊGO, H. A. MORAES & L. L. SANTOS, 2005:

Modelização hidrogeológica em bacias experimentais no cariri paraibano. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa, Paraíba.

ATECEL, 2001

Projeto e Construção de Barragem Subterrânea no perímetro de Irrigação de Sumé – Relatório de Estudos Preliminares. Campina Grande, PB.

BALDERER, W., 1981:

Hydrogeologie des Murgtales (Kt. Thurgau). *Gas-Wasser-Abwasser*, Nr. 3, 87-97, Zürich.

BANZHAF, S., 2008:

Einfluss einer Hochwasserwelle auf Strömung und Stofftransport im Grundwasser. Diplomarbeit. Technische Universität Berlin, Berlin.

BATELAAN, O. & F. DE SMEDT, 2007

GIS-based recharge estimation by coupling surface–subsurface water balances *Journal of Hydrology*, Vol.337, 337-355, Elsevier, Amsterdam

BEAR, J. & A. VERRUIJT, 1987:

Modelling groundwater flow and pollution. D. Reidel Publishing, Dordrecht, Holland.

BERNAL, S. & F. SABATER, 2008:

The role of lithology, catchment size and the alluvial zone on the hydro-geochemistry of two intermittent Mediterranean streams. *Hydrological Processes*, 22, 1407-1418.

BISCHOFF, J. H., S. F. VITORINO, H. D. M. SCHUSTER & G. PLAUMANN, 1988:

Electromagnetic prospecting for groundwater in the semi-arid region of Paraíba. *Anais do XXXV Congresso Brasileiro de Geologia*, Belém.

BLAU, R. V., P. HÖHN, P. HUFSCHMIED & A. WERNER, 1983:

Ermittlung der Grundwasserneubildung aus Niederschlägen. Gas-Wasser-Abwasser, 63, (1), 45-54, Zürich.

BOUWER, H., 1978:

Groundwater Hydrology. International Student Edition, McGraw-Hill Kogakusha Ltd., Tokyo.

BRINKMANN, P. J., 1991:

Niederschlagsverhältnisse und Grundwasserneubildung in Darfur (Sudan). - Mitteilung Nr.121, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Technische Universität Berlin. Berlin.

BLACKBURN, D. M., A. A. A. MONTENEGRO & S. M. G. L. MONTENEGRO, 2002:

Recarga de aquífero aluvial a partir da agricultura irrigada e suas implicações na qualidade da água subterrânea em Pesqueira-PE. In: XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Florianópolis, Santa Catarina.

BUYANKHISHIG, N., M. ALEY & D. ENKHBAYAR, 2009:

Abstraction influence on alluvial aquifer of the Tuul River, Mongolia. In: TANIGUCHI, M., A. DAUSMAN, K. HOWARD, M. POLEMIO & E. LAKSHMANAN (Ed), 2009: Trends and Sustainability of Groundwater in Highly Stressed Aquifers. IAHS Publication 329. 80-88.

CAVALCANTI, E. R., 2007:

O acesso às águas no semi-árido brasileiro: Uma abordagem a luz da história ambiental. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos países de Língua Oficial Portuguesa, São Paulo, São Paulo.

CHEONG, J. Y., S. Y. HAMM, H. S. KIM, E. J. KO, K. YANG & J. H. LEE, 2008:

Estimating hydraulic conductivity using grain-size analyses, aquifer tests, and numerical modeling in a riverside alluvial system in South Korea. Hydrogeology Journal, 16, 1129-1143.

CHIANG, W.-H., 2005:

3D – Groundwater Modeling with PMWIN: A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Transport Processes. Second Edition. Springer- Verlag, Berlin Heidelberg.

CHOW, V. T., D. R. MAIDMENT & L. W. MAYNS, 1988:

Applied hydrology. McGraw-Hill International Editions. New York.

CIRILO, J. A. & W. D. COSTA, 1999:

Barragem subterrânea: Experiência em Pernambuco. In: 9ª Conferência Internacional Sobre Sistemas de Captação de Água de Chuva, Petrolina, Pernambuco.

COSTA, C. T., E. M. PUERARI & M. A. H. CASTRO, 2001:

Barragem Subterrânea: A Experiência Do Estado Do Ceará. XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracaju, Sergipe.

COOK, P. G.; G. R. WALKER & I. D. JOLLY, 1989:

Spatial variability of groundwater recharge in a semiarid region. *Journal of Hydrology*, 111, 195-212, Elsevier, Amsterdam.

CUSTÓDIO, E. & M. R. LLAMAS, 1976:

Hydrologia Subterrânea, 1 e 2, 1º Edición, Ediciones Omega S. A., Barcelona.

DAHAN, O., Y. SHANI, Y. ENZEL, Y. YECHIELI & A. YAKIREVICH, 2007:

Direct measurements of floodwater infiltration in to shallow alluvial aquifers. *Journal of Hydrology*, 344, 157-170.

DEMISSIE, M & G. E. STOUT (Eds.), 1988:

The State of the Art of Hydrology and Hydrogeology in the Arid and Semi-Arid Areas of Africa. Proc: The Sahel Forum, IWRA, Illinois. Ouagadougou.

DGG-DEUTSCHE GEOLOGISCHE GESELLSCHAFT, 1977:

Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate. Arbeitskreis Grundwasserneubildung der Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Heft 19, Hannover.

DUYNISFELD, W. H. M., M. RENGER & O. STREBEL, 1983:

Vergleich von zwei Simulationsmodellen zur Ermittlung der Wasserhaushaltkomponenten in der ungesättigten Bodenzone. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, Band 134, 679-686, Hannover.

DVWK, 1982:

Ermittlung des nutzbaren Grundwasserangebots. 2 Bände. DVWK Schriften 58/1. Verlag Paul Parey.

EAGLESON, P. S., 1978:

Climate, Soil and Vegetation. *Water Resour. Res.*, 14, (5), 705-776, Richmond.

FAO, 1981:

Arid Zone Hydrology. Irrigation and Drainage Paper, No 37, FAO, Rome.

FEITOSA, F. A. C., J. MANOEL FILHO, E. C. FEITOSA & J. G. A. DEMETRIO (ed.), 2008:

Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 3ª Edição. CPRM, LABHID, Rio de Janeiro.

FH-DGG, 1999:

Hydrogeologische Modelle: ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbehörden in der Grundwasserwirtschaft: Fachsektion Hydrogeologie, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft Heft 10. Hannover.

FOSTER, S. S. D., 1988:

Quantification of groundwater recharge in arid regions: a practical view for resource development and management. in: I. Simmers (ed), Estimation of Natural Groundwater Recharge, pp 323-338, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

FREEZE, R. A. & J. A. CHERRY, 1979:

Groundwater. Prentice – Hall, Inc., Englewood Cliffs.

GALVÃO, C. O., J. C. RÊGO, M. M. R. RIBEIRO & J. do P. T. ALBUQUERQUE, 2001:

Sustainability characterization and modelling of water supply management practices. In: Symposium on Regional Management of Water Resources - 6th Scientific Assembly of the International Association of Hydrological Sciences, Maastricht. Regional Management of Water Resources. Wallingford : IAHS Press, 81-88.

GALVÃO, C. O. J. C. RÊGO, M. M. R. RIBEIRO & J. do P. T. ALBUQUERQUE, 2002:

Sustentabilidade da oferta de água para abastecimento urbano no semi-árido brasileiro: o caso Campina Grande. In: Seminário Planejamento, Projeto e Operação de Redes de Abastecimento de Água: O Estado da Arte e Questões Avançadas. Universidade Federal da Paraíba, p. 7, João Pessoa, Paraíba.

GOMES, C. C. & M. A. H. de CASTRO, 2004:

Considerações sobre a modelagem matemática de fluxo hídrico subterrâneo. In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, São Luís, Maranhão.

HANSON, G. & A. NILSSON, 1986:

Ground-Water Dams for Rural-Water Supplies in Developing Countries. Ground Water, Vol. 24, No. 4, 497-506.

HE, Y., 1994:

Kopplung eines Bodenwassermodells mit einem Grundwassermodell. Institute für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Mitteilungen, Heft 79, 131-293.

HEEREN, D. M., R. B. MILLER, G. A. FOX, D. E. STORM, A. K. FOX & A. R. MITTELSTET, 2010:

Impact of Preferential Flow Paths on Stream and Alluvial Groundwater Interaction. In: World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change.

HILL, M. C., 1992:

A computer program (MODFLOWP) for estimating parameters of a transient, Three - dimensional, ground-water flow model using nonlinear regression. U. S. Geological Survey, Open - File Report, 91-484.

HÖLTING, B., 1996:

Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. 5. Auflage. Enke, Stuttgart.

HUSSEIN, A. S. A. & A. K. EL DAW, 1989:

Evapotranspiration in Sudan Gezira Irrigation Scheme. J. Irrigation and Drainage Engineering, 115, (6), 1018-1033, ASCE, New York.

KALERIS, V., 1986:

Erfassung des Austausches von Oberflächen – und Grundwasser in horizontalebene Grundwassermodellen. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. Mitteilungen, Heft 62,

KINZELBACH, W., 1992:

Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. R. Oldenbourg Verlag, München, 2. Auflage.

KINZELBACH, W., AESCHBACH W., ALBERICH C., GONI IB, BEYERLE U., BRUNNER P., CHIANG W.-H., RUEEDI J. & ZOELLMANN K., 1992:

A Survey of Methods for Groundwater Recharge in Arid and Semi-arid regions. Early Warning and Assessment Report Series, UNEP/DEWA/RS.02-2. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.

KLENKE, M., 1986:

Numerische Modelltechnik in der Grundwasserhydrologie. Institute für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Mitteilungen, Heft 59, 1-264.

KRESIC, N., 2006:

Hydrogeology and groundwater modeling. 2nd Edition, CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, New York.

KUELLS, C., V. MARX, A. BITTNER, R. ELLMIES & M. SEELY, 2009:

Environmental impacts on the hydrology of ephemeral streams and alluvial aquifers. Geophysical Research Abstracts, 11.

LACERDA, I. DE S., CORDEIRO, J. F. S., ARAÚJO V. C., 2004

O Poço Bico De Pato: Uma Tecnologia Eficiente Para Captação De Água Subterrânea. Idealizadores: Janiro Costa Rêgo e José do P. T. Albuquerque. Universidade Federal De Campina Grande, Centro De Ciências E Tecnologia, Departamento De Engenharia Civil, Área De Engenharia De Recursos Hídricos, Campina Grande

LANGGUTH, H. -R. & R. VOIGT, 2004:

Hydrogeologische Methoden. 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin.

LEAL JÚNIOR, C. R. M., C. D. de SOUZA & V. M. LOURES, 2008:

Desafios e dificuldades da gestão integrada das águas subterrâneas. In: IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Salvador, Bahia.

LEBLANC, M., G. FAVREAU, S. TWEED, C. LEDUC, M. RAZACK & L. MOFOR, 2007:

Remote sensing for groundwater modelling in large semiarid areas: Lake Chad Basin, Africa. Hydrogeology Journal 15: 97–100.

LECHER, K., 1993

Ingenieurhydrologie, in: BRETSCHNEIDER, H, H., LECHER, K & M. SCHMIDT,(Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. 7. Auflage. Parey, Berlin.

LIGGETT, J. E. & D. M. ALLEN, 2010:

Comparing approaches for modeling spatially distributed direct recharge in a semi-arid region (Okanagan Basin, Canada). Hydrogeology Journal 18: 339–357.

LLOYD, J. W., 1986:

A review of aridity and groundwater. Hydrological Processes, 1, 63-78.

MACEDO, C. M., W. M. F. FERREIRA & M. A. H. DE. CASTRO, 2002:

Potencialidade do uso conjunto açude-aquífero aluvial em região semi-árida do nordeste brasileiro. In: VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Maceió, Alagoas.

MARÉCHAL, J.C., B. DEWANDEL, S. AHMED, L. GALEAZZI & F.K. ZAIDI, 2006.

Combined estimation of specific yield and natural recharge in a semi-arid groundwater basin with irrigated agriculture. *Journal of Hydrology* 329, 281– 293.

McDONALD, M. G. & A. W. HARBAUGH, 1988:

A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey*, Book 6, Chapter A1.

MENESCAL, G. C. & M. A. H. de CASTRO, 2004:

Aplicação de um modelo computacional no estudo do comportamento do fluxo de água subterrânea em aquíferos livres. In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, São Luiz, Maranhão.

MOLLE, F. & CADIER, E., 1992:

Manual do pequeno açude. SUDENE-DPG-PRN-DPP-APR, Recife.

MONTENEGRO, S. M. G. L., A. A. A. MONTENEGRO, T. A. de ALMEIDA & M. M. CORREA, 2000:

Qualidade da Água em Aquífero Aluvial sob Uso agrícola no Agreste do Estado de Pernambuco. In: V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Natal, Rio grande do Norte.

MONTENEGRO, S. M. G. L., A. A. A. MONTENEGRO, R. MACKAY & A. S. C. de OLIVEIRA, 2003:

Dinâmica Hidrossalina em Aquífero Aluvial Utilizado para a Agricultura Irrigada Familiar em Região Semi-árida. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8, No. 2, 85-92, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

MONTENEGRO, A. A. A., A. L. N. MONTEIRO & S. M. G. L. MONTENEGRO, 2005:

Caracterização Hidráulica de Aquífero Aluvial para Suporte à modelagem de Fluxo. In: XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Canoas, Rio Grande do Sul.

MOREL-SEYTOUX, H. J., 1975:

A simple case of conjunctive surface-ground-water management. *Ground Water*. Vol. 13, No. 6, 506-515.

MORIN, E., T. GRODEK, O. DAHAN, G. BENITO, C. KULLS, Y. JACOBY, G. V. LANGENHOVE, M. SEELY & Y. ENZEL, 2009:

Flood routing and alluvial aquifer recharge along the ephemeral arid Kuiseb River, Namibia. *Journal of Hydrology*, 368, 262-275.

MOYCE, W., P. MANGEYA, R. OWEN & D. LOVE, 2006:

Alluvial aquifers in the Mzingwane catchment: Their distribution, properties, current usage and potential expansion. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31, 988–994.

MULL, R. & H. NORDMEYER (Hrsg.), 1994:

Pflanzenschutzmittel im Grundwasser: Eine interdisziplinäre Studie. Springer Verlag, Berlin.

MULL, R. & H. HOLLÄNDER, 2002:

Grundwasserhydraulik und -hydrologie: Eine Einführung. Springer Verlag, Berlin.

NIMER, E., 1979:

Climatologia do Brasil. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente, No. 4. Rio de Janeiro.

OSTROVSKI, M. W., U. WOLF & F. G. ROHDE, 1984:

Die Berechnung der aktuellen Infiltration mittels Bodenfeuchtesimulation. *Wasserwirtschaft*, 74, (1), 3-7, Stuttgart.

PAASCHE, H., 2006:

Characterization of alluvial aquifers using geophysical techniques: Integrated surveying strategies and case studies. Doctoral Thesis. Swiss Federal Institute of Technology Zürich, Zürich.

PERH-PB, 2006

Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba-PRH-PB. Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba, AESA, João Pessoa.

PRUDIC, D. E., 1989:

Documentation of a computer program to simulate stream - aquifer relations using a modular, finite-difference, ground-water flow model. U. S. Geological Survey, Open-File Report, 88-729, Carson City, Nevada.

RÊGO, J. C. & J. do P. T. ALBUQUERQUE, 1997:

O manejo integrado dos recursos hídricos em pequenas bacias hidrográficas do nordeste semi-árido do Brasil. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Vitória - ES.

RÊGO, J. C., L. J. dos S. VIEIRA & J. do P. T. ALBUQUERQUE, 1999:

Reativação de perímetros de irrigação através da exploração de aquíferos aluviais – o caso Sumé. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte-MG.

RICHTER, W. & W. LILLICH, 1975:

Abriß der Hydrogeologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller), Stuttgart.

RUSTEBERG, B., 1998:

Nutzung salinen Wassers für die Bewässerung in Nordost-Brasilien. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Mitteilungen, Heft 87, 1-172.

RUSHTON, K. R., 1988:

Numerical and conceptual model for recharge estimation in arid and semiarid zones. In: Simmers I. (Ed.): Estimation of Natural Groundwater Recharge. D. Reidel Publishing Company. Dordrech, Holland.

SANTOS, N. C. F., J. C. RÊGO & J. do P. T. ALBUQUERQUE, 1991:

Estudo do Comportamento de Aquíferos Aluviais no Período Seco no Semi-Árido do Nordeste Brasileiro. In: IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SCHNEIDER, H. 1973:

Die Wassererschließung. Vulkan-Verlag, Essen.

SCHUSTER, H. D. M., V. S. SRINIVASAN, N. B. MONTEIRO & F. F. SILVA, 1998:

Modelling and simulation of flow in an alluvial aquifer in a semi-arid region of Brazil. In: BLAIN, W. R., 1998: Hydraulic Engineering Software VII. WIT Press. 479-498.

SHARDA, V.N., R.S. KUROTHE, D.R. SENA, V.C. PANDE & S.P. TIWARI, 2006:

Estimation of groundwater recharge from water storage structures in a semi-arid climate of India. Journal of Hydrology (2006) 329, 224– 243.

SILVA, C. P. da, 1987:

O Problema das Secas no Nordeste Brasileiro. 2ª Edição. Fundação Guimarães Duque. Coleção Mossoroense, CCCXLVIII. Mossoró.

SIMMERS, I., A. R. ISSAR & D. N. LERNER, 1990:

Groundwater Recharge - A Guide to Understanding and Estimating Natural Recharge. International Contribution to Hydrogeology, 8. Internat. Assoc. of Hydrogeologists. Verlag Heinz Heise, Hannover.

SIMMERS, I. (Ed.), 1997:

Recharge of Phreatic Aquifers in (Semi-) Arid Areas. IAH-ICH, A. A. Balkema, Rotterdam.

SIMÕES FILHO, F. F. L., 2005:

Gestão de recursos hídricos em áreas do semi-árido nordestino para o desenvolvimento sustentável. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa, Paraíba.

SOPHOCLEOUS, M., 2002:

Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. Springer-Verlag Hydrogeology Journal 10:52–67, Springer-Verlag.

SORMAN, A. U. & M. J. ABDULRAZZAK, 1997:

Estimation of Wadi recharge from channel losses in Tabalah Basin, Saudi Arabia. In: I. Simmers (ed.) Recharge of aquifers in (semi-) arid areas. IAH - ICH; 19, 187-200.

SOUZA, M. F. de, 1986:

Aproveitamento dos aquíferos Aluvionares – Conceitos e Metodologias Básicas. CDRM – Companhia de desenvolvimento de Recursos Minerais da Paraíba. Campina Grande

SOUZA, C. D. de, C. R. M. LEAL JÚNIOR & M. A. H. de CASTRO, 2008:

Simulação computacional do fluxo hídrico subterrâneo na região do cariri cearense e estimativa de parâmetros a partir dos dados de cargas hidráulicas observadas.. In: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Natal, Rio Grande do Norte

VIEIRA, L. J. dos S., J. C. RÊGO & V. S. SRINIVASAN, 2002:

Aplicação de um modelo matemático de simulação do fluxo subterrâneo para definição de alternativas de exploração de um aquífero aluvial. In: VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Maceió, Alagoas.

WANG, B., M. JIN, J. R. NIMMO, L. YANG & W. WANG, 2008:

Estimating groundwater recharge in Hebei Plain, China under varying land use practices using tritium and bromide tracers. Journal of Hydrology 356, 209– 222.

WOLF, J., 2006:

Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Stuttgart.

ZHENG, C., 1990:

MT3D, a modular three-dimensional transport model. S. S. Papadopoulos & Associates, Inc., Rockville, Maryland.