

BMBF-FORSCHUNGSVORHABEN

OPTIMIERUNG DES

GEBIETSWASSERHAUSHALTS

IN WASSERGEWINNUNGSGEBIETEN

- ENDBERICHT -

Förderung:



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Projekträger:



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

BMBF-Forschungsvorhaben

„Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“

- Endbericht -

Förderung: Bundesministerium für Bildung und Forschung

Projektträger: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH

Projektlaufzeit: 1.3.01 – 30.6.04 (TP 1: Bewertungssysteme)

1.3.01 – 29.2.04 (TP 2: Optimierungs- und Grundwassermanagementsysteme)

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter den **Förderkennzeichen 02WA0111 und 02WA0112** gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieses Berichts liegt bei den Autoren.

Stuttgart, im Oktober 2004



Dr.-Ing. F. Haakh ¹



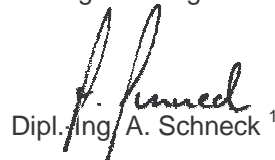
Dr.-Ing. U. Lang ²



Dipl.-Ing. B. Keim ²



Dipl.-Ing. W. Eisele ¹



Dipl.-Ing. A. Schneck ¹



Dr.-Ing. M. Emmert ¹



Dipl.-Ing. A. Kopp, M.Sc. ²



Dipl.-Ing. J. Sanzenbacher ²



Dipl.-Ing. A. Maier, M.Sc. ²

¹ Zweckverband Landeswasserversorgung, Schützenstraße 4, 70182 Stuttgart

² Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH, Wilhelmstraße 11, 70182 Stuttgart

INHALTSVERZEICHNIS

0	KURZFASSUNG	1
1	EINLEITUNG	5
2	BEWERTUNGS- UND OPTIMIERUNGSVERFAHREN	8
2.1	Übersicht.....	8
2.2	Begriffsdefinitionen.....	8
2.3	Übersicht Bewertungsverfahren.....	8
2.4	Nutzwertanalyse.....	8
2.5	Composite Programming.....	8
2.6	Übersicht zu Steuerungs- und Managementsystemen	8
2.7	Optimierungssystem.....	8
2.8	Zusammenfassung.....	8
3	INFORMATIONSGRUNDLAGEN	8
3.1	Überblick über den Untersuchungsraum	8
3.2	Datenerfassung von 1900 bis heute.....	8
3.3	Nutzung und Vegetation	8
3.4	Nutzungskonzept württembergisches Donauried.....	8
3.5	Numerisches Grundwassermodell Donauried	8
4	ANFORDERUNGEN AN DEN WASSERHAUSHALT	8
4.1	Übersicht.....	8
4.2	Wasserversorgung	8
4.3	Landwirtschaft	8
4.4	Naturschutz	8
4.5	Zusammenfassung.....	8
5	ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR STATIONÄRE VERHÄLTNISS	8
5.1	Übersicht.....	8
5.2	Notwendigkeit der räumlichen Nutzungsentflechtung	8
5.3	Festlegung der Zielfunktionen.....	8
5.4	Zielsystem zur Beurteilung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung.....	8
5.5	Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren.....	8
5.6	Zusammenfassung.....	8
6	ANWENDUNG DES BEWERTUNGSSYSTEMS UND ENTWICKLUNG EINES LEITFADENS MIT BEWIRTSCHAFTUNGSREGELN	8
6.1	Übersicht.....	8
6.2	Festlegung von Ausschlusswerten.....	8
6.3	Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes.....	8
6.4	Bewertungsergebnisse für den Flurabstand	8
6.5	Sensitivität der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen.....	8
6.6	Zusammenführung der Bewertungsergebnisse	8
6.7	Zusammenfassung.....	8
7	ENTWICKLUNG EINES OPTIMIERUNGSSYSTEMS FÜR STATIONÄRE VERHÄLTNISS	8
7.1	Übersicht.....	8
7.2	Aufgaben und Ziele eines Optimierungssystems.....	8

7.3	Anforderungen an ein Optimierungssystem und Integration des Bewertungssystems.....	8
7.4	Optimierungssystem.....	8
7.5	Sensitivitätsuntersuchung.....	8
7.6	Anwendung im Donauried	8
7.7	Zusammenfassung.....	8
8	ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR INSTATIONÄRE VERHÄLTNISS	8
8.1	Übersicht.....	8
8.2	Naturschutz.....	8
8.3	Landwirtschaft.....	8
8.4	Wasserversorgung	8
9	BEWERTUNG DER BISHERIGEN BEWIRTSCHAFTUNG IM DONAURIED	8
9.1	Übersicht.....	8
9.2	Bewertung anhand gemessener Grundwasserstände	8
9.3	Bewertung mit Hilfe instationärer Modellrechnungen.....	8
9.4	Zusammenfassung.....	8
10	ENTWICKLUNG EINES OPTIMIERUNGSSYSTEMS FÜR INSTATIONÄRE VERHÄLTNISS	8
10.1	Übersicht.....	8
10.2	Methodenentwicklung zur Berücksichtigung der instationären Grundwasserverhältnisse	8
10.3	Zusätzliche Module des Optimierungssystems.....	8
10.4	Anwendung im Donauried	8
10.5	Zusammenfassung.....	8
11	DYNAMISCHES GRUNDWASSERMANAGEMENTSYSTEM	8
11.1	Übersicht.....	8
11.2	Das Optimierungssystem.....	8
11.3	Vergleich der Optimierungen für die tatsächliche Entnahmemenge bei Variation der Neubildung.....	8
11.4	Vergleich der Optimierungen für die mittlere Neubildung bei Variation der Entnahmemenge.....	8
11.5	Einbindung der optimierten Entnahmeraten in die tägliche Bewirtschaftung	8
12	ÜBERTRAGBARKEIT DER ENTWICKLUNGEN	8
12.1	Übersicht.....	8
12.2	Diskussion der Datengrundlage	8
12.3	Aussagegenauigkeit	8
12.4	Programmentwicklung Groundwater Resources Management	8
13	ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	8
13.1	Zusammenfassung der Forschungsarbeiten	8
13.2	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	8
13.3	Ausblick	8
14	LITERATUR	8
15	ANHANG	8
15.1	Böden des Donaurieds	8
15.2	Ergebnisse der Bewertungen von Entnahmen an Einzelfassungen	8
15.3	GRM – Groundwater Resources Management.....	8

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 0.1:	Leitbilder, Bewertungsgrößen, Zielgrößen und erforderliche Datengrundlagen zur Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Untersuchungsraum Donauried.....	2
Abb. 0.2:	Zielsystem, Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Fallbeispiel Donauried	3
Abb. 0.3:	Allgemeines Schema zur Optimierung des Gebietswasserhaushalts	4
Abb. 2.1:	Strukturmuster und Arbeitsablauf der Nutzwertanalyse	8
Abb. 2.2:	Hierarchisches Zielsystem von Ober-, Haupt-, Teilzielen und Bewertungskriterien	8
Abb. 2.3:	Beispiel für eine Zielfunktion	8
Abb. 2.4:	Wirkungsweise des Kompensationsfaktors p bei einem konstantem Nutzwert von 0,5	8
Abb. 2.5:	Iterative Parameterbestimmung des Minimums der objective function	8
Abb. 3.1:	Lage des Projektgebiets	8
Abb. 3.2:	Das Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe	8
Abb. 3.3:	Wasserbilanz des Donaurieds	8
Abb. 3.4:	Übersicht über das Untersuchungsgebiet	8
Abb. 3.5:	Verlauf der Lufttemperatur am Wasserwerk Langenau	8
Abb. 3.6:	Niederschlagsverteilung am Wasserwerk Langenau	8
Abb. 3.7:	Niederschlagsverteilung am Vorpumpwerk Niederstotzingen	8
Abb. 3.8:	Klimatische Wasserbilanz für das Donauried	8
Abb. 3.9:	Schematischer geologischer Schnitt durch das Donauried	8
Abb. 3.10:	Hydrogeologischer Schnitt durch das Donauried von der Schwäbischen Alb bis zur Donau	8
Abb. 3.11:	Wasserbilanz des Torfaquifers.....	8
Abb. 3.12:	Verbreitung der hydrogeologischen Einheiten im Untersuchungsgebiet	8
Abb. 3.13:	Bodenkarte des Untersuchungsgebiets	8
Abb. 3.14:	Prozentuale Verteilung der Böden im Untersuchungsgebiet	8
Abb. 3.15:	Grenzflurabstand bei einer kapillaren Aufstiegsrate von 0,2 mm/d.....	8
Abb. 3.16:	Wasserbereitstellung aus den Gewinnungsanlagen der Landeswasserversorgung	8
Abb. 3.17:	Jährliche Wassergewinnung aus den Fassungsanlagen im Donauried seit 1917	8
Abb. 3.18:	Mittlere monatliche Förderraten aus den Fassungen im Donauried	8
Abb. 3.19:	Kiesgrundwassergleichen und Zustrombereiche zu den Fassungen im Frühjahr 2003	8
Abb. 3.20:	Entwicklung der Nitratkonzentration im westlichen und östlichen Donauried seit 1930	8
Abb. 3.21:	Nitratauswaschungseffekte bei schnell steigenden Grundwasserständen.....	8
Abb. 3.22:	Nitratkonzentration in den Rohwässern der Wassergewinnungsanlagen	8
Abb. 3.23:	Gesamthärte der Rohwässer der Wassergewinnungsanlagen.....	8
Abb. 3.24:	Prinzipbild der Wassergewinnung und Wasseraufbereitung im Wasserwerk Langenau.....	8
Abb. 3.25:	Ganglinie der Karst-Grundwasserstände an der Messstelle Langenau-Simontal.....	8
Abb. 3.26:	Zusammenhang Grundwasserstand Langenau-Simontal – Grundwasserdargebot.....	8
Abb. 3.27:	Ausgewählte Grundwassermessstellen im Donauried.....	8
Abb. 3.28:	Grundwasserganglinien im Donauried.....	8
Abb. 3.29:	Das Oberflächengewässernetz im Donauried.....	8
Abb. 3.30:	Nau-Abfluss an der Messstelle Mussismühle.....	8
Abb. 3.31:	Abfluss im Landesgrenzgraben.....	8
Abb. 3.32:	Realnutzungskartierung 1999	8
Abb. 3.33:	Vegetation der Naturschutzgebiete	8
Abb. 3.34:	Standortgerechtigkeit der Vegetation in den NSG Langenauer Ried und Leipheimer Moos	8
Abb. 3.35:	Interessens- und Konfliktbereiche im Donauried	8
Abb. 3.36:	Wasserwirtschaftliche Schwerpunktbereiche	8
Abb. 3.37:	Schwerpunktbereiche des Naturschutzes	8
Abb. 3.38:	Landwirtschaftliche Schwerpunktbereiche	8
Abb. 3.39:	Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried – Umsetzungsstufe 1	8
Abb. 3.40:	Modellbereich mit Randbedingungen, sowie Lage einiger Grundwassermessstellen.....	8
Abb. 3.41:	Grundwasserneubildung im gesamten Modellbereich, potentielle Verdunstung und Niederschlag in Langenau.....	8
Abb. 3.42:	Maßgebliche Bilanzgrößen des Grundwassermodells.....	8
Abb. 3.43:	Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 7113.....	8
Abb. 3.44:	Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 5028.....	8
Abb. 3.45:	Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 1980.....	8

Abb. 4.1:	Wasserbereitstellung für die öffentliche Wasserversorgung aus Grund- und Oberflächenwasser in Europa.....	8
Abb. 4.2:	Wassernutzung in Deutschland im Jahr 2000.....	8
Abb. 4.3:	Problematische Parameter in den Rohwassermessstellen Baden-Württembergs.....	8
Abb. 4.4:	Verschiedene Verläufe der Zielfunktion für den Wassergüteparameter Nitrat.....	8
Abb. 4.5:	Den realen Gegebenheiten angepasste Zielfunktion.....	8
Abb. 4.6:	Kontrollraum für die zu berücksichtigenden Kostenfaktoren.....	8
Abb. 4.7:	Zielfunktion des Flurabstands bei Altlasten.....	8
Abb. 4.8:	Der BBCH-Code – Allgemeines Schema.....	8
Abb. 4.9:	Mittlerer Wasserverbrauch verschiedener Kulturpflanzenbestände im Donauried pro Dekade bei mittlerer Evapotranspiration.....	8
Abb. 4.10:	Die Retentionskurve und der Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit und Wasserspannung bei unterschiedlichen Bodenarten.....	8
Abb. 4.11:	Schema zur Bodenwasserbilanz.....	8
Abb. 4.12:	Der Versorgungsgrad des Bodens.....	8
Abb. 4.13:	Schema zur exemplarischen Ertragsseinschätzung in Abhängigkeit vom sommerlichen Grundwasserflurabstand.....	8
Abb. 4.14:	Beispiele für Zielfunktionen von landwirtschaftlich genutzten Flächen.....	8
Abb. 4.15:	Bewertung des anzustrebenden Grundwasserflurabstands bei gleichrangiger Berücksichtigung des Trockenmasseertrages, der Torfmineralisation und der Spurengasemission.....	8
Abb. 4.16:	Flurabstandsganglinie der Messstelle 4316.....	8
Abb. 4.17:	Monatsmittelwerte des Flurabstands an der Messstelle 4316.....	8
Abb. 4.18:	Perzentile der Monatsmittelwerte an der Messstelle 4316.....	8
Abb. 4.19:	Zielfunktion der Hochstaudenfläche im Monat April.....	8
Abb. 4.20:	Mittlere Grundwassergänge unter Niedermoor und idealisierte Ganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln.....	8
Abb. 4.21:	Leitbilder, Bewertungsgrößen, Datengrundlagen und Zielfunktionen.....	8
Abb. 5.1:	Prinziphafte Darstellung der Grundwasseroberfläche bei einer Einzelentnahme in Grundströmung.....	8
Abb. 5.2:	Anpassung der Grundlagendaten an das Berechnungsgitter des Grundwassermodells.....	8
Abb. 5.3:	Vegetation und Nutzung im Schwerpunktbereich des Naturschutzes.....	8
Abb. 5.4:	Nutzung und Böden im Schwerpunktbereich Landwirtschaft.....	8
Abb. 5.5:	Flächen mit Zielfunktionen für den Flurabstand im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft.....	8
Abb. 5.6:	Veränderung der spezifischen Wasserkosten "Donauried gesamt" bei einer ansteigenden Förderung an der Fassung 4 und gleichmäßiger Reduzierung an den anderen Fassungen.....	8
Abb. 5.7:	Zielsystem zur Beurteilung von Grundwasserentnahmen.....	8
Abb. 6.1:	Ganglinie der Messstelle Simontal mit Berechnungszeitraum und Auswertzeitpunkten für hohe, mittlere und niedrige Grundwasserstände.....	8
Abb. 6.2:	Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes.....	8
Abb. 6.3:	Entwicklung der Teilnutzwerte für die Landwirtschaft bei Entnahmen an Einzelfassungen.....	8
Abb. 6.4:	Entwicklung der Teilnutzwerte für den Naturschutz bei Entnahmen an Einzelfassungen.....	8
Abb. 6.5:	Entwicklung der Teilnutzwerte bei einer kombinierten Entnahme aus dem östlichen Donauried.....	8
Abb. 6.6:	Entwicklung der Teilnutzwerte und des Gesamtnutzwerts bei einer kombinierten Entnahme aus dem westlichen Donauried.....	8
Abb. 6.7:	Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der Nitratkonzentration im Mischwasser bei einem steigendem Anteil von Grundwasser.....	8
Abb. 6.8:	Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der Gesamthärte im Mischwasser bei einem steigendem Anteil von Grundwasser aus der Fassung 2.....	8
Abb. 6.9:	Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Betriebskosten.....	8
Abb. 6.10:	Allgemeines Schema zur Entwicklung eines Leitfadens mit Bewirtschaftungsregeln.....	8
Abb. 7.1:	Flussdiagramm des Optimierungssystems.....	8
Abb. 7.2:	Flussdiagramm der Berücksichtigung der Nebenbedingungen.....	8
Abb. 7.3:	Aufbau des Prinzipmodells.....	8
Abb. 7.4:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und freier Gesamtentnahme...8	8
Abb. 7.5:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von 0,05 m ³ /s.....	8
Abb. 7.6:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von 0,09 m ³ /s.....	8

Abb. 7.7:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von 0,07 m ³ /s.....	8
Abb. 7.8:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 4	8
Abb. 7.9:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 1 (Variation 1).....	8
Abb. 7.10:	Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 1 (Variation 2).....	8
Abb. 8.1:	Charakteristischer Verlauf der Torfgrundwasserstände im Donauried.....	8
Abb. 8.2:	Jahreszeitliche Veränderlichkeit der Zielfunktion für den Naturschutz.....	8
Abb. 8.3:	Mineralisch-terrestrische Bodenformationen innerhalb des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft.....	8
Abb. 8.4:	Bodenprofilaufnahme am Standort der Bodenfeuchtesonde 36007	8
Abb. 8.5:	Retentionskurve des repräsentativen Mineralbodens.....	8
Abb. 8.6:	Versorgungsgrad, Niederschlag und Flurabstand im Bereich der Bodenfeuchtemessstelle 36006 im Jahr 2003.....	8
Abb. 9.1:	Gemessene Ganglinie der Grundwasserstände an der Messstelle Langenau-Simontal für den Bewertungszeitraum 1993 bis 1999	8
Abb. 9.2:	Bewirtschaftung des Donaurieds durch die Landeswasserversorgung.....	8
Abb. 9.3:	Verteilung der Grundwassermessstellen im Schwerpunktbereich Naturschutz.....	8
Abb. 9.4:	Gemessene Ganglinie an der Grundwassermessstelle 1966 im Nutzungsbereich N9 sowie die instationären Ganglinien des Grenzflurabstands.....	8
Abb. 9.5:	Gemessene Ganglinie an der Grundwassermessstelle 4316 im Nutzungsbereich U8 sowie die instationären Ganglinien des Grenzflurabstands.....	8
Abb. 9.6:	Anhand von gemessenen Grundwasserstandsganglinien ausgewertete Teilnutzwerte für Naturschutz und Landwirtschaft	8
Abb. 9.7:	Anzahl der Bewertungspunkte für die Schwerpunktbereiche Naturschutz und Landwirtschaft bei gemessenen Grundwasserständen.....	8
Abb. 9.8:	Modelltechnischer Ablauf der Bewertung.....	8
Abb. 9.9:	Anzahl der Bewertungspunkte, Entwicklung des Gesamtnutzwertes und der Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche im Bewertungszeitraum 1993-1999	8
Abb. 9.10:	Anzahl der Bewertungspunkte für alle Gruppen.....	8
Abb. 9.11:	Nitratkonzentrationen aller Fassungen sowie von Burgberg, Donau und der sich ergebenden Mischungskonzentration	8
Abb. 9.12:	Härtewerte aller Fassungen sowie von Burgberg, Donau und der sich ergebenden Mischungshärte nach Enthärtung.....	8
Abb. 9.13:	Teilnutzwerte der Bewertungsgrößen für die Wasserwirtschaft	8
Abb. 9.14:	Teilnutzwerte der Bewertungsgröße im Schwerpunktbereich Landwirtschaft	8
Abb. 9.15:	Teilnutzwerte des Schwerpunktbereichs Naturschutz	8
Abb. 10.1:	Modelltechnischer Ablauf der instationären Optimierung dargestellt auf der Zeitachse.....	8
Abb. 10.2:	Gesamtnutzwert abhängig von zwei normierten Optimierungsgrößen.....	8
Abb. 10.3:	Ganglinie der Grundwassermessstelle Langenau-Simontal zwischen August 1998 und April 1999.....	8
Abb. 10.4:	Nitratkonzentrationen von Oktober 1998 bis April 1999 an den Fassungen 1 bis 6 sowie der Donau und dem Wasserwerk Burgberg.....	8
Abb. 10.5:	Härtewerte von Oktober 1998 bis April 1999 an den Fassungen 1 bis 6 sowie der Donau und dem Wasserwerk Burgberg	8
Abb. 10.6:	Optimierte Entnahmeverteilung bei tatsächlicher Gesamtentnahme, Neubildung und tatsächliche Entnahmeverteilung von Oktober 1998 bis April 1999.....	8
Abb. 10.7:	Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung der tatsächlichen Entnahme von Oktober 1998 bis April 1999	8
Abb. 10.8:	Zielerfüllungsgrade bei Optimierung der tatsächlichen Entnahme von Oktober 1998 bis April 1999.....	8
Abb. 10.9:	Optimierte Entnahmeverteilung bei 1000 l/s Gesamtentnahme und Neubildung von Oktober 1998 bis April 1999	8
Abb. 10.10:	Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung mit einer Gesamtentnahme von 1000 l/s von Oktober 1998 bis April 1999	8
Abb. 10.11:	Zielerfüllungsgrade bei Optimierung einer Gesamtentnahme von 1000 l/s von Oktober 1998 bis April 1999	8
Abb. 10.12:	Optimierte Entnahmeverteilung bei freier Gesamtentnahme und realer Neubildung von Oktober 1998 bis April 1999	8

Abb. 10.13: Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Vorrangbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung mit freier Gesamtentnahme von Oktober 1998 bis April 1999	8
Abb. 10.14: Zielerfüllungsgrade bei Optimierung mit freier Gesamtentnahme von Oktober 1998 bis April 1999.....	8
Abb. 10.15: Vergleich der Gesamtnutzwerte für die verschiedenen Optimierungen und des Gesamtnutzwerts der tatsächlichen Fassungsentnahmen	8
Abb. 10.16: Vergleich der Teilnutzwerte Naturschutz für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen.....	8
Abb. 10.17: Vergleich der Teilnutzwerte Landwirtschaft für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen	8
Abb. 10.18: Vergleich der Teilnutzwerte Wasserwirtschaft für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen	8
Abb. 11.1: Neubildung und Anzahl der Bewertungspunkte für die unterschiedlichen Szenarien	8
Abb. 11.2: Verteilung der Gesamtentnahme auf die Fassungen für verschiedenen Neubildungsprognosen im April 1999.	8
Abb. 11.3: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte für verschiedene Neubildungsprognosen im April 1999	8
Abb. 11.4: Entnahmeverteilung der Fassungen für verschiedene Gesamtentnahmen bei mittlerer Neubildung im April 1999	8
Abb. 11.5: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte für verschiedene Gesamtentnahmen im April 1999.	8
Abb. 11.6: Histogramm der Veränderung der täglichen Bereitstellungsmenge an der Fassung 1	8
Abb. 11.7: Berechnung der mittleren Entnahmerate bis Monatsende zur Zielwerterreichung	8
Abb. 12.1: Darstellung der objective function mit zwei lokalen und dem absoluten Minimum.....	8
Abb. 12.2: Hauptmenü und Arbeitsfläche von GRM mit dem Beispiel des Kiesgrundwasserleiters im Donauried.....	8
Abb. 12.3: Modellnetz, Bewertungsflächen und Zielfunktion in GRM.....	8
Abb. 12.4: Berechnete Piezometerhöhenverteilung und Wasserbilanz für die optimale Entnahme in GRM.....	8
Abb. 12.5: Ergebnis der Optimierung für das Testbeispiel	8
Abb. 15.1: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 126 l/s an der Fassung 1	8
Abb. 15.2: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 251 l/s an der Fassung 1	8
Abb. 15.3: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 377 l/s an der Fassung 1	8
Abb. 15.4: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 496 l/s an der Fassung 1	8
Abb. 15.5: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 172 l/s an der Fassung 2.....	8
Abb. 15.6: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 344 l/s an der Fassung 2.....	8
Abb. 15.7: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 516 l/s an der Fassung 2.....	8
Abb. 15.8: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 703 l/s an der Fassung 2.....	8
Abb. 15.9: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 147 l/s an der Fassung 3.....	8
Abb. 15.10: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 293 l/s an der Fassung 3.....	8
Abb. 15.11: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 440 l/s an der Fassung 3.....	8
Abb. 15.12: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 590 l/s an der Fassung 3.....	8
Abb. 15.13: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 37 l/s an der Fassung 4.....	8
Abb. 15.14: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 75 l/s an der Fassung 4.....	8
Abb. 15.15: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 112 l/s an der Fassung 4.....	8
Abb. 15.16: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 149 l/s an der Fassung 4.....	8
Abb. 15.17: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 74 l/s an der Fassung 5.....	8
Abb. 15.18: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 148 l/s an der Fassung 5.....	8
Abb. 15.19: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 223 l/s an der Fassung 5.....	8
Abb. 15.20: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 297 l/s an der Fassung 5.....	8
Abb. 15.21: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 57 l/s an der Fassung 6.....	8
Abb. 15.22: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 114 l/s an der Fassung 6.....	8
Abb. 15.23: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 172 l/s an der Fassung 6.....	8
Abb. 15.24: Zellen, die zur Berechnung der Piezometerhöhe einer Fläche ausgewertet werden	8
Abb. 15.25: „Chemical Reaction“ und „Transport Settings“ Dialog.....	8
Abb. 15.26: Schnittstellenprogrammierung in GRM im „External Menu“	8
Abb. 15.27: Beispiel einer „batch“ Datei.....	8
Abb. 15.28: Zielfunktion mit 4 Punkten.....	8
Abb. 15.29: Beispiel eines Strukturbaums mit den drei Hauptnutzerguppen und jeweils einigen Untergruppen	8
Abb. 15.30: Beispiel des „Wells and Wellgroups“ Dialogs zur Definition der Brunnen und Fassungen in GRM	8
Abb. 15.31: „Optimize-Settings“ Dialog	8
Abb. 15.32: Beispiele möglicher Zielerfüllungsgrade der drei Entnahmesituationen.	8
Abb. 15.33: Flussdiagramm der Optimierung bei internem Modell.	8

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2.1:	Anforderungen an Bewertungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung	8
Tab. 2.2:	Kriterien für den Einsatz multikriterieller Bewertungsverfahren für Managementprobleme in Wassereinzugsgebieten	8
Tab. 2.3:	Die Anwendung von Ausschlusswerten	8
Tab. 3.1:	Auswertung der Bodenkarte für bodenwasserrelevante Größen	8
Tab. 3.2:	Übersicht über die Fassungsanlagen der Landeswasserversorgung	8
Tab. 3.3:	Flächenbilanz des Untersuchungsgebiets nach der Realnutzungskartierung 1999	8
Tab. 3.4:	Bodennutzungshaupterhebung 1999	8
Tab. 3.5:	Zuordnung der Vegetationsstrukturen nach MÄCK zu Biotoptypen gem. BfN-Standardbiotoptypenliste ...	8
Tab. 3.6:	Hemerobie („Naturnähe“) nach EGLSEER	8
Tab. 3.7:	Nutzungsanforderungen und Schwerpunktbereiche, gegliedert nach Wertstufen	8
Tab. 4.1:	Pflanzenschutzmittelwirkstoffe mit Positivbefunden	8
Tab. 4.2:	Grenzwerte der TrinkwV für ausgewählte Wassergüteparameter	8
Tab. 4.3:	Kulturartenkoeffizienten für den Wasserbedarf verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungsstadium (entsprechend BBCH-Code)	8
Tab. 4.4:	Mittlere effektive Durchwurzelungstiefe homogener Böden in Abhängigkeit von der Rohdichte trocken und der Lagerungsdichte für Ackerkulturen sowie für Torfe bei Substanzvolumen der Stufe 3	8
Tab. 4.5:	Mittlere kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser bis zur Untergrenze des effektiven Wurzelraums in Abhängigkeit von Bodenart und effektiver Lagerungsdichte bzw. Torfart, Zersetzungsstufe und Substanzvolumen	8
Tab. 4.6:	Äußere Grenzen des Grundwasserflurabstands für grundwasserabhängige Ökosysteme	8
Tab. 5.1:	Eckpunkte der Zielfunktionen auf den naturschutzbedeutsamen Flächen	8
Tab. 5.2:	Eckpunkte der Zielfunktionen im land- und forstwirtschaftlich genutzten Umfeld	8
Tab. 5.3:	Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Landwirtschaft	8
Tab. 5.4:	Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Wasserwirtschaft	8
Tab. 5.5:	Eckpunkte der Zielfunktionen für die Wassergüteparameter Nitrat und Gesamthärte	8
Tab. 5.6:	Fassungsspezifische Kenngrößen	8
Tab. 5.7:	Spezifische Wasserbereitstellungskosten	8
Tab. 5.8:	Eckpunkte der Zielfunktion zur Berücksichtigung des Kostenaspekts	8
Tab. 5.9:	Bedeutung und praktische Auswirkungen des Kompensationsfaktors	8
Tab. 6.1:	Ausgewertete Modellläufe zur Entwicklung eines Bewirtschaftungsleitfadens	8
Tab. 6.2:	Mindest- und Maximalentnahme aus dem Donauried	8
Tab. 6.3:	Mindest- und Höchstentnahmeraten aus den Einzelfassungen im Donauried	8
Tab. 6.4:	Bewertungen bei Nullentnahme in einem Normaljahr	8
Tab. 6.5:	Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 1	8
Tab. 6.6:	Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 2	8
Tab. 6.7:	Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 3	8
Tab. 6.8:	Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 4	8
Tab. 6.9:	Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 5 (Kies)	8
Tab. 6.10:	Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 6	8
Tab. 6.11:	Entnahmeraten bei einer Wassergewinnung an mehreren Fassungen	8
Tab. 6.12:	Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an den Fassungen 1 und 6	8
Tab. 6.13:	Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an den Fassungen 2, 3 und 4	8
Tab. 6.14:	Entnahmeraten bei einer maximalen Wassergewinnung an allen Fassungen	8
Tab. 6.15:	Zielerfüllungsgrade bei maximaler Entnahme an allen Fassungen	8
Tab. 6.16:	Zusammenfassung der Erkenntnisse aus den ausgewerteten Modellläufen	8
Tab. 6.17:	Entnahmen am 19.06.1996 und verbesserte Entnahmeverteilung	8
Tab. 6.18:	Bewertung von zwei Entnahmeverteilungen mit gleicher Gesamtentnahme	8
Tab. 7.1:	Zielsystem des Anwendungsfalls ohne Kompensationsfaktoren	8
Tab. 7.2:	Zielebenen und Gewichtungsfaktoren des Prinzipbeispiels	8
Tab. 7.3:	Zielfunktionen für die Flurabstände des Prinzipbeispiels	8
Tab. 7.4:	Eckpunkte der Zielfunktion für den Wasserqualitätsparameter des Prinzipbeispiels	8
Tab. 7.5:	Flurabstände und Zielerfüllungsgrade bei vorgegebenen Entnahmen	8
Tab. 7.6:	Optimierungsergebnis der Sensitivitätsuntersuchung	8
Tab. 7.7:	Grenzen der Entnahme pro Fassung bei stationärer Optimierung	8

Tab. 7.8:	Einstellungsparameter von PEST.....	8
Tab. 7.9:	Entnahmeverteilung für die freie Optimierung.....	8
Tab. 7.10:	Zielerfüllungsgrade und Nutzwerte für die freie Optimierung	8
Tab. 7.11:	Entnahmeverteilung für die Optimierung der vorgegebenen Gesamtentnahmen von 700, 1000 und 1300 l/s.....	8
Tab. 7.12:	Nutzwerte für die Optimierung der vorgegebenen Gesamtentnahmen von 700, 1000 und 1300 l/s.....	8
Tab. 7.13:	Vereinfachtes Zielsystem des Anwendungsfalls.....	8
Tab. 7.14:	Vereinfachte Zielfunktionen des Anwendungsfalls	8
Tab. 7.15:	Entnahmeverteilung für die Optimierung mit Hilfe der drei vereinfachten Bewertungssysteme sowie zum Vergleich mit Hilfe des komplexen Bewertungssystems.....	8
Tab. 7.16:	Nutzwerte für die Optimierung mit Hilfe der drei vereinfachten Bewertungssysteme sowie zum Vergleich mit Hilfe des komplexen Bewertungssystems.....	8
Tab. 8.1:	Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Landwirtschaft	8
Tab. 10.1:	Tatsächliche Entnahmemengen und Neubildung zwischen September 1998 und April 1999.....	8
Tab. 11.1:	Übersicht über die betrachteten Szenarien der Prognose des April 1999.....	8
Tab. 11.2:	Übersicht über die optimierten Entnahmeverteilungen der Prognose des April 1999	8
Tab. 12.1:	Übersicht über die erforderlichen Datengrundlagen, deren Verwendung im Bewertungssystem und Verfügbarkeit	8
Tab. 15.1:	Bodenformationen im württembergischen Donauried.....	8

Anmerkung der Autoren

Im Rahmen des Teilprojekts 1 „Bewertungssysteme“ wurden vom **Zweckverband Landeswasserversorgung** folgende Kapitel bearbeitet: 2.1 bis 2.5, 3.1 bis 3.4, 4, 5, 6, 8 und 11.5. Diese Kapitel enthalten originäre Teile aus dem Promotionsvorhaben von Dipl.-Ing. A. Schneck.

Im Rahmen des Teilprojekts 2 „Optimierungs- und Managementsysteme“ wurden von der **Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner** folgende Kapitel bearbeitet: 2.6 bis 2.7, 3.5, 7, 9, 10 und 11.1 bis 11.4.

Die verbleibenden Kapitel wurden **gemeinsam** erstellt.

0 KURZFASSUNG

Die nachhaltige Bewirtschaftung der zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasserressourcen ist ein wesentliches Ziel eines verantwortungsvoll handelnden Wasserversorgungsunternehmens. Neben der Wasserversorgung haben auch weitere Interessenten wie der Naturschutz und die Landwirtschaft Ansprüche an den Gebietswasserhaushalt, die bei der Bewirtschaftung der Wassergewinnungsanlagen zu berücksichtigen sind. Besondere Bedeutung erlangt dieser Gesichtspunkt durch die Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Daher kommt der objektiven Bewertung und Optimierung der Grundwasserentnahmen eine zentrale Bedeutung für die dauerhafte Minimierung von Konfliktpotenzialen zu. Ziel des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“ war die Entwicklung eines allgemein gültigen und übertragbaren Bewertungs- und Optimierungssystems für Grundwasserentnahmen unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes sowie dessen exemplarische Anwendung als Grundwassermanagementsystem im Wassergewinnungsgebiet Donauried.

Das Forschungsvorhaben (Laufzeit: 1.3.01 – 30.6.04) wurde in zwei eng verzahnten Teilprojekten bearbeitet (Teilprojekt 1 „Bewertungssysteme“: Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart; Teilprojekt 2 „Optimierungs- und Managementsysteme“: Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH, Stuttgart). Die Ergebnisse der Untersuchungen können wie folgt zusammengefasst werden:

1. Composite Programming als geeignetes Bewertungsverfahren

Aus der großen Gruppe der multikriteriellen Bewertungsverfahren ist das Composite Programming am besten an die Fragestellung der Bewertung und Optimierung von Grundwasserentnahmen anpassbar. Der Kompensationsfaktor im Composite Programming ermöglicht die Einschränkung der Kompensierbarkeit zwischen verschiedenen Teilzielen. Monetäre Bewertungsverfahren weisen insbesondere bei der Bewertung der Belange des Naturschutzes methodische Nachteile auf und sind zur Beantwortung der vorliegenden Fragestellung ungeeignet.

2. Grundwasserflurabstand, Wassergüte und Betriebskosten als Bewertungsgrößen

Die Bewertungsgrößen müssen die Auswirkungen der Grundwasserentnahmen auf die Ansprüche der drei Nutzer Wasserversorgung, Landwirtschaft und Natur an den Gebietswasserhaushalt möglichst exakt beschreiben und gleichzeitig relativ einfach mess-, berechnen- und prognostizierbar sein (Abb. 0.1). Als Bewertungsgrößen wurden der Grundwasserflurabstand, die Wassergüte des Trinkwassers (dargestellt an den Parametern Nitrat und Härte) und die bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Betriebskosten ausgewählt.

Die zentrale Bedeutung des Grundwasserflurabstands als Bewertungsgröße für alle drei Nutzer macht es erforderlich, für den Untersuchungsraum vor Beginn der Bewertung/Optimierung unter Berücksichtigung der hydraulischen Gesetzmäßigkeiten der

Grundwasserströmung prioritäre Flächennutzungen festzulegen, die ggf. in verschiedene Wertstufen unterteilt werden können. Der Flurabstand lässt sich für größere, zusammenhängende Teilflächen besser optimieren als für eine stark zersplitterte Flächennutzung.

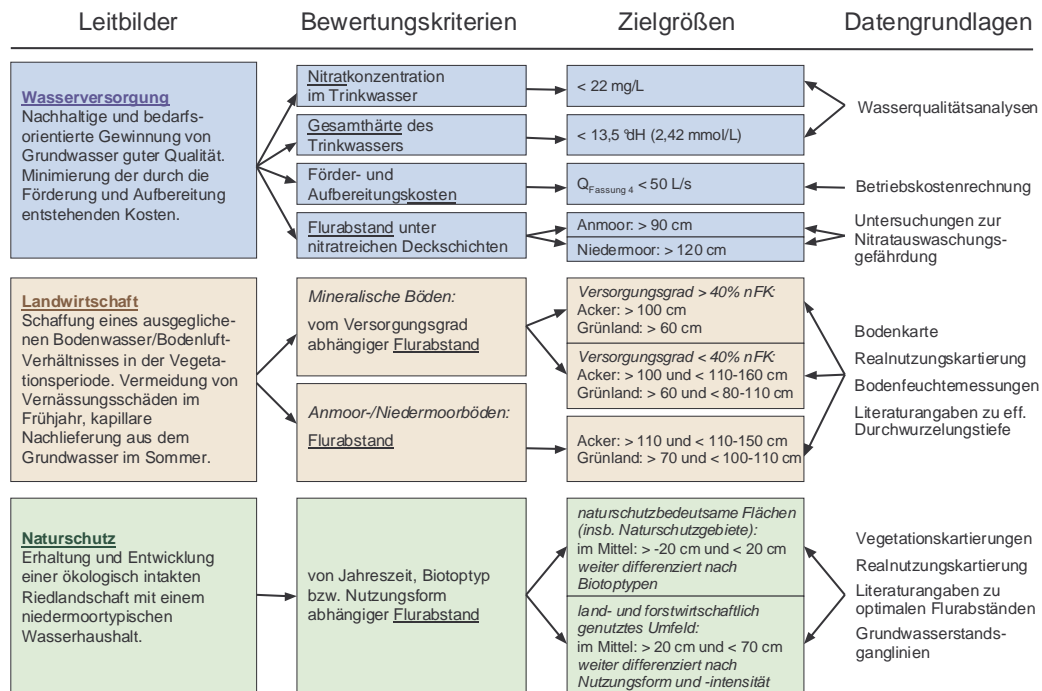


Abb. 0.1: Leitbilder, Bewertungsgrößen, Zielgrößen und erforderliche Datengrundlagen zur Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Untersuchungsraum Donauried

3. Mehrstufiges Zielsystem als Herz des Bewertungssystems

Herzstück des Bewertungssystems ist das Zielsystem. Es legt die Abfolge der Aggregations-schritte fest (Abb. 0.2). Die Grundwassernutzungen werden zweckmäßigerweise auf der Zielebene 2 einander gegenübergestellt. Je nach Kompromissbereitschaft der Nutzer ist ein Kompensationsfaktor zwischen $p=2$ und $p=4$ zu wählen. Auf der Zielebene 3 werden die Präferenzen der einzelnen Nutzer spezifiziert, die Gewichtungsfaktoren g spiegeln die subjektiven Präferenzen der einzelnen Nutzer wider. Da der Einfluss des Kompensationsfaktors auf den Teilnutzwert den der Gewichtungsfaktoren schnell übersteigt, ist auf dieser Zielebene von einem Kompensationsfaktor $p = 1$ nur in Ausnahmefällen abzuweichen.

4. Kopplung von Bewertungssystem und Optimierungsalgorithmus zur Steuerung der Grundwasserentnahmen

Zur Steuerung der Grundwasserentnahmen muss das Bewertungssystem mit einem Optimierungsalgorithmus gekoppelt werden. Für die Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten wurde das Programm Groundwater Resources Management (GRM) entwickelt. Der verwendete Optimierungsalgorithmus basiert auf der Gauss-Marquardt-Levenberg Methode und eignet sich speziell für die nichtlineare Parameterschätzung. Optimiert wird iterativ unter Anwendung eines Grundwasserströmungsmodells zur Berechnung der Grundwasserverhältnisse für die vom Optimierungsalgorithmus vorgeschlagenen Grundwasserentnahmen.

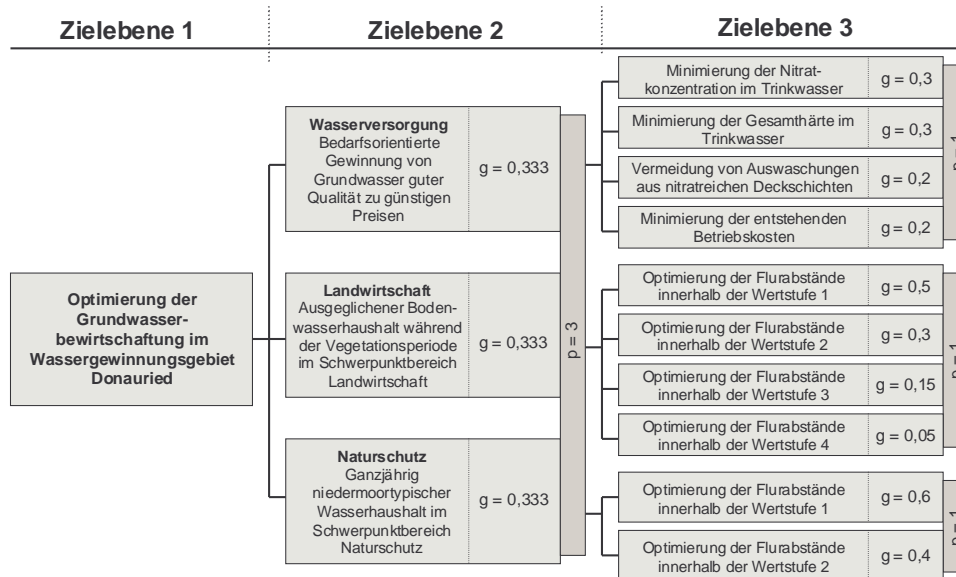


Abb. 0.2: Zielsystem, Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Fallbeispiel Donauried

5. Fallbeispiel: Konkrete Vorgaben für das Donauried

Die generelle bisherige Bewirtschaftung im Wassergewinnungsgebiet Donauried sollte wie folgt umgestellt werden: An den Fassungen 1 und 6 sollte bis zur maximalen Ergiebigkeit Grundwasser entnommen werden. Demgegenüber ist die Entnahme an den Fassungen 2 und 3 soweit als möglich zu drosseln. Aus der Fassung 5 (Kies) sollte ebenfalls weniger entnommen werden. Die Kostensteigerung durch Entnahme an Fassung 4 muss teilweise in Kauf genommen werden, da sich Absenkungen in diesem Bereich positiv auf landwirtschaftliche Flächen auswirken.

6. In Zukunft: Flexible, dargebotsorientierte Entnahmesteuerung durch dynamisches Grundwassermanagement

Die optimalen Entnahmeraten im Donauried unter instationären Verhältnissen sind stark von der Hydrologie (Grundwasserneubildung) und der bereitzustellenden Gesamtentnahme abhängig. Für die Planung der optimalen Bewirtschaftung des Donaurieds kann das Optimierungssystem auch für instationäre Prozesse eingesetzt werden. Durch Variation der Neubildungsraten und der voraussichtlichen Entnahme lassen sich für die einzelnen Fassungen Bandbreiten entwickeln, die die Grenzen der tatsächlichen Bewirtschaftungen angeben. Ebenso kann durch die Variation der hydrologischen Verhältnisse und der Entnahmen auf die aktuellen Verhältnisse innerhalb eines Monats reagiert werden. In der praktischen Umsetzung bedeutet dies, dass die Entnahme anhand der ermittelten Bandbreiten auf die tatsächlichen Verhältnisse angepasst werden kann. Es kann eine Handlungsempfehlung durch die verschiedenen Optimierungsrechnungen abgeleitet werden, die spezifisch auf den jeweiligen Prognosemonat angepasst ist.

Die Arbeitsschritte zur Optimierung des Gebietswasserhaushalts sind in nachfolgendem Flussdiagramm (Abb. 0.3) zusammengestellt:

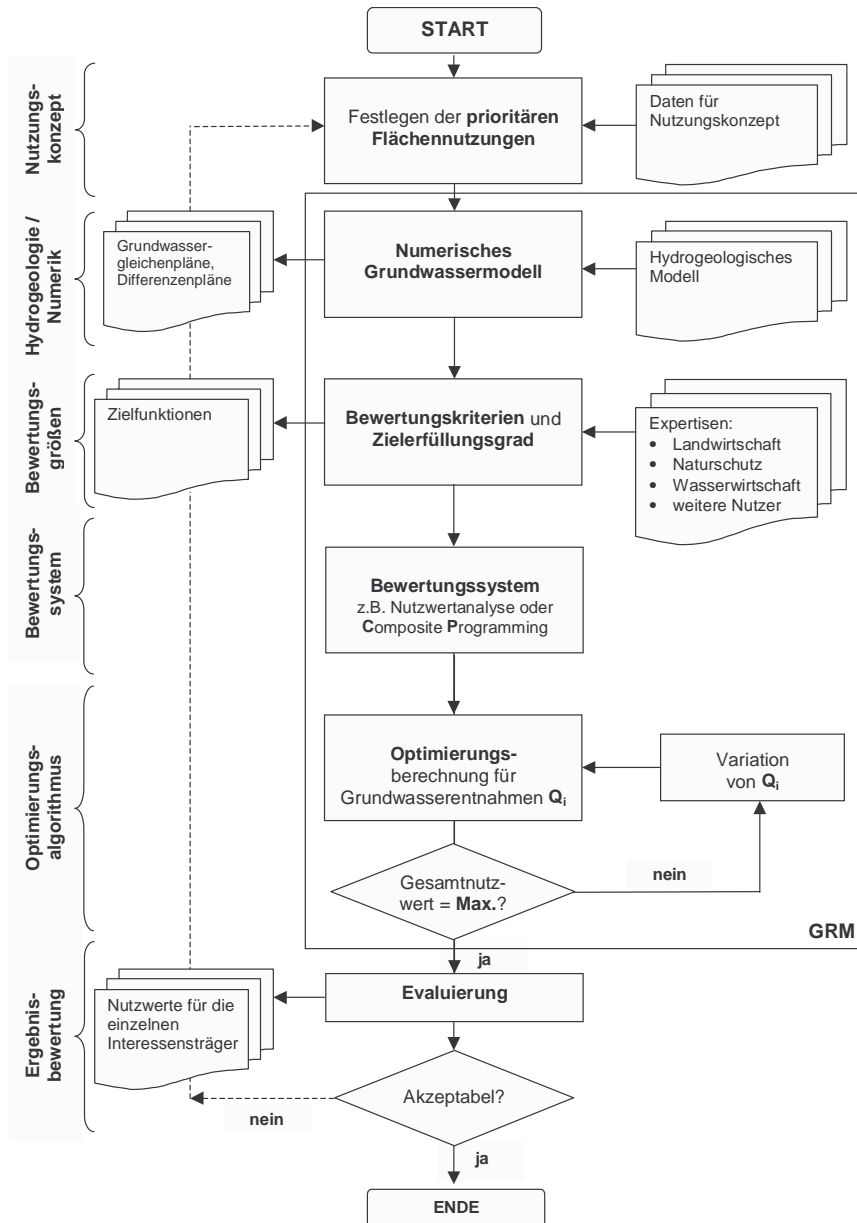


Abb. 0.3: Allgemeines Schema zur Optimierung des Gebietswasserhaushalts

Das entwickelte Bewertungs- und Optimierungssystem ist nach Anpassung des Zielsystems gut auf andere zur Trinkwassergewinnung genutzte Grundwasservorkommen übertragbar, wobei weitere Gruppen mit Ansprüchen an den Wasserhaushalt (z.B. Flurabstand unter Bebauung) berücksichtigt werden können. Für die Anwendung müssen die Grundwasserströmungsverhältnisse in Abhängigkeit der Grundwasserentnahmen quantifiziert werden. In hydrogeologisch einfachen Situationen können abschätzende analytische Verfahren angewendet werden. Bei komplexen Verhältnissen ist der Einsatz eines Grundwasserströmungsmodells jedoch unabdingbar. Unter Verwendung eines Optimierungsalgorithmus kann das Bewertungssystem zu einem vorausschauenden Managementsystem zur Steuerung der Grundwasserentnahmen ausgebaut werden. Das Verfahren ist geeignet, die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie nach einem guten mengenmäßigen Zustand des Grundwassers für den Einsatz in der Praxis zu operationalisieren.

1 EINLEITUNG

Jede Grundwasserentnahme stellt einen anthropogenen Eingriff in den Gebietswasserhaushalt dar. Aufgrund der Forderung nach ökologischer und nachhaltiger Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen ist es notwendig, Grundwasserentnahmen für die Trinkwassergewinnung im Spannungsfeld von Trinkwassergewinnung, Ökologie und weiteren Nutzern objektiv zu bewerten.

Aktuell werden für die Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen meist Steuerungsstrategien über Grenzflurabstände eingesetzt. Häufig werden diese Steuergrößen verwendet, ohne eine umfassende Bewertung der Wirkungsbereiche im Gesamtsystem „Grundwasserentnahme – Produktionsumfeld“ vorgenommen zu haben und ohne zu wissen, wo sich das Optimum befindet. Dabei bleibt meist auch eine Vielzahl weiterer Einflussgrößen unberücksichtigt und unbewertet. Die umfassende Berücksichtigung weiterer und zukünftiger Interessen bei allen Maßnahmen und Planungen ist der Kernpunkt des 1992 in Rio de Janeiro vereinbarten Ziels der nachhaltigen Entwicklung. Während dieses Ziel nach und nach Eingang in die nationale und internationale Gesetzgebung findet, fehlen für die tägliche praktische Anwendung nach wie vor geeignete Instrumente und Werkzeuge, die dieses Ziel konkretisieren und operationalisieren. In der vorliegenden Arbeit wird ein neuartiges Verfahren entwickelt, welches die Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Trinkwasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes zur Unterstützung der nachhaltigen Entwicklung des Gesamtgebietes bewertet und optimiert.

Aufgrund der Bestimmungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie müssen die Wasserversorgungsunternehmen in Zukunft bei der Grundwasserbewirtschaftung noch stärker auf die Belange des Naturschutzes Rücksicht nehmen. Ein guter mengenmäßiger Zustand des Grundwassers kann nur erreicht werden, wenn die von ihm abhängigen Landökosysteme durch anthropogene Einflüsse nicht „signifikant geschädigt“ sind. Daneben melden weitere Landnutzer (z. B. Landwirtschaft, Siedlung) ihre Ansprüche an die Grundwasserbewirtschaftung an, sodass bei der Steuerung der Grundwassergewinnungsanlagen oftmals vielerlei Zwänge und Anforderungen zu beachten sind, ohne dass für diese Betrachtung bislang praktikable Verfahren existieren. Diese Lücke zu schließen, ist das Ziel des Forschungsvorhabens „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“.

Die Bewirtschaftung des Gebietswasserhaushalts dient der nachhaltigen Umweltvorsorge und hierbei insbesondere in Wassergewinnungsgebieten zur langfristigen Sicherung der Grundwasservorkommen in qualitativer und quantitativer Sicht. Hierzu ist es notwendig, **wasserversorgungstechnische, landwirtschaftliche, ökologische** und **ökonomische** Belange zu berücksichtigen. Das komplexe Wirkungsgefüge erfordert den Einsatz eines **Grundwassermanagementsystems** zur Steuerung des Gebietswasserhaushalts. Dieses System wird durch folgende Stufen aufgebaut bzw. untergliedert:

- Leitfaden mit Bewirtschaftungsregeln (Stufe I)
- Statisches Bewertungsmodell mit Optimierungsregeln (Stufe II)
- Dynamisches Grundwassermanagementsystem (Stufe III)

Diese dreistufige Vorgehensweise dient der Übertragbarkeit der Forschungsergebnisse auf beliebige Standorte. Dadurch ist es möglich in Abhängigkeit der Problemstellung, der Datengrundlage, der vorhandenen Erkundungs- und Auswertungsergebnisse das geeignete Bewirtschaftungsinstrument entsprechend den Stufen I bis III zu verwenden.

Das Ziel der ersten Bearbeitungsstufe ist die Erarbeitung eines **Leitfadens mit Richtlinien zur Bewirtschaftung** des Gebietswasserhaushalts. Diese Richtlinien werden anhand von aussagekräftigen Bewertungsgrößen erarbeitet. Die Bewertungsgrößen erfassen wasserversorgungstechnische, landwirtschaftliche, ökologische und ökonomische Aspekte und führen diese in einem entsprechenden Bewertungsschema zusammen.

In der zweiten Bearbeitungsstufe wird ein **Bewertungssystem mit Optimierungsregeln** erstellt. Die natürliche Dynamik wird dabei über stationäre Ansätze approximiert. Das zu entwickelnde Bewertungs- und Optimierungssystem dient der:

- Bewertung der aktuellen und historischen Bewirtschaftung
- Optimierung der Bewirtschaftung im Jahresmittel. Dabei wird angenommen, dass die Randbedingungen keiner zeitlichen Veränderlichkeit unterworfen sind

Die Entwicklung eines **dynamischen Grundwassermanagementsystems** ist oberstes Ziel der Forschungsarbeiten (Stufe III). Dabei erfolgt eine vollständige Berücksichtigung der zeitlich veränderlichen Prozesse. Dieses Managementsystem dient als:

- *Decision Support System*: Mit Hilfe dieses Systems lassen sich die entscheidungsrelevanten Größen bestimmen. Es dient der Umweltvorsorge zur Sicherung des Produktionsumfeldes der öffentlichen Trinkwassergewinnung unter Berücksichtigung landwirtschaftlicher, wasserwirtschaftlicher und ökologischer Belange
- *Grundwassermanagementsystem* zur Steuerung des Gebietswasserhaushalts: Damit sind Prognosen zur nachhaltigen Bewirtschaftung möglich. Es lassen sich Entnahmestrategien erarbeiten, die die jeweiligen Belange der Nutzer des Gebietswasserhaushalts berücksichtigen
- *Optimierungsmodell*: Anhand von geeigneten Optimierungsstrategien lässt sich das Optimum für die Grundwasserentnahme in Abhängigkeit den Nutzungsanforderungen bestimmen.

Aufgearbeitet wird dieser neuartige und mehrstufige Ansatz zur Erarbeitung eines Grundwassermanagementsystems am Beispiel des Donaurieds, das zu den bedeutendsten Grundwassergewinnungsgebieten in Deutschland zählt und von der Landeswasserversorgung seit 1915 zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. In der engeren Wasserschutzzone

im Donauried befinden sich wertvolle, intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen sowie Feucht- und Niedermoorgebiete von europäischer Bedeutung.

In dem vorliegenden Endbericht sind die Ergebnisse der beiden Teilprojekte „Bewertungssysteme“ (bearbeitet durch den Zweckverband Landeswasserversorgung) und „Optimierungs- und Managementsysteme“ (bearbeitet durch die Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH) zusammengefasst. Diese Vorgehensweise trägt der engen inhaltlichen Verzahnung der beiden Teilprojekte Rechnung, die sich auch im Aufbau dieses Berichtes widerspiegelt.

In Kapitel 2 werden zunächst Bewertungs- und Optimierungsverfahren im Allgemeinen vorgestellt sowie die Auswahl der geeignetsten Verfahren für die Bewertung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung getroffen. In Kapitel 3 wird dann ein Überblick über das Untersuchungsgebiet Donauried gegeben und es werden die verwendeten und Datengrundlagen und Vorarbeiten dargestellt. Die spezifischen Anforderungen der drei Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz an den Gebietswasserhaushalt werden in Kapitel 4 dargelegt.

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus den Kapiteln 2 bis 4 wird in Kapitel 5 ein Bewertungssystem für stationäre Verhältnisse entwickelt. Dabei wird besonders auf die Notwendigkeit der räumlichen Nutzungsentflechtung vor Beginn der Bewertung und/oder Optimierung hingewiesen. Das Bewertungssystem findet bei der Entwicklung des Leitfadens mit Bewirtschaftungsregeln in Kapitel 6 erstmalig Anwendung. In Kapitel 7 wird das Bewertungssystem dann in den Optimierungsalgorithmus integriert und die Grundwasserentnahmen im Donauried für stationäre (Mittelwasser-)Verhältnisse optimiert.

In Kapitel 8 wird das Bewertungssystem für instationäre Verhältnisse erweitert, so dass in Kapitel 9 die bisherige Bewirtschaftung im Donauried realitätsgetreu bewertet werden kann. Die zusätzlichen Arbeiten zur Integration des instationären Bewertungssystems in den Optimierungsalgorithmus werden in Kapitel 10 beschrieben und die Grundwasserentnahmen im Donauried innerhalb eines mehrmonatigen Testzeitraumes optimiert. In Kapitel 11 wird schließlich die Entwicklung des dynamischen Grundwassermanagementsystems dargestellt. Kapitel 12 beschäftigt sich abschließend mit der Übertragbarkeit der dargestellten Entwicklungen.

Jedem Kapitel ist eine Übersicht über den Inhalt vorangestellt, die wesentlichen Erkenntnisse sind am Schluss eines jeden Kapitels zusammengefasst. Die Bewertung und Optimierung für stationäre Verhältnisse wird zudem anhand eines einfachen analytischen Berechnungsbeispiels nachvollzogen (blaue Kästen).

2 BEWERTUNGS- UND OPTIMIERUNGSVERFAHREN

2.1 Übersicht

In diesem Kapitel werden die theoretischen und mathematischen Grundlagen von Bewertungs- und Optimierungsverfahren dargestellt. Das Bewertungssystem bildet die Grundlage für die nachfolgenden Bewertungen und Optimierungen der Grundwasserbewirtschaftung. Aus diesem Grund wird zunächst eine allgemeine Übersicht über bekannte und in der Praxis erprobte Bewertungsverfahren gegeben. Diese Bewertungsverfahren werden im Hinblick auf die Einbindung in ein Optimierungssystem für die Grundwasserbewirtschaftung überprüft. Aus den verfügbaren Bewertungsverfahren wird dasjenige als Bewertungssystem ausgewählt, das die Aufgabenstellung in optimaler Weise operationalisiert. Die Methodik dieses Bewertungsverfahrens wird im Anschluss ausführlich dargestellt.

Das Bewertungssystem ist die Grundlage für die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung. Es ist daher notwendig, das Bewertungssystem in einen Algorithmus einzubinden, der die Optimierungsgrößen selbständig intelligent variiert und optimiert. Die mathematischen Grundlagen des gewählten Optimierungsprogramms werden ebenfalls ausführlich diskutiert.

2.2 Begriffsdefinitionen

In den folgenden Kapiteln wird begrifflich nach **Bewertungsverfahren** und **Bewertungssystem** unterschieden. Dabei wird der Begriff Bewertungsverfahren allgemein für Verfahren verwendet, die der Entscheidungsfindung oder -vorbereitung dienen. Der Begriff Bewertungssystem bezieht sich speziell auf das im Rahmen des Forschungsvorhabens entwickelte System zur Optimierung des Gebietswasserhaushalts, das auf der Grundlage eines Bewertungsverfahrens entwickelt wird.

Weiterhin werden in diesem Kapitel die Begriffe Bewertungsgröße, Zielgröße und Optimierungsgröße eingeführt. Diese sind wie folgt definiert:

- **Bewertungsgrößen:** Größen, die den Einfluss der Optimierungsgrößen auf Natur (Ökologie), Landwirtschaft und/oder Wasserversorgung beschreiben.
- **Zielgrößen:** Optimum der Bewertungsgrößen. Bei Erreichen der Zielgrößen liegen optimale Bedingungen für Naturschutz, Landwirtschaft und/oder Wasserversorgung vor.
- **Optimierungsgrößen:** Durch Variation der Optimierungsgrößen lassen sich die Bewertungsgrößen so verändern, dass nach Möglichkeit die Zielgrößen erreicht werden.

2.3 Übersicht Bewertungsverfahren

Bewertungsverfahren dienen der Entscheidungsfindung bzw. deren Vorbereitung. In allen Bewertungsverfahren werden verschiedene Alternativen auf ihre Auswirkungen hin überprüft

und schließlich die beste Alternative mit den meisten positiven bzw. den wenigsten negativen Auswirkungen ausgewählt. In aller Regel haben die Alternativen eine sehr große Anzahl unterschiedlichster Auswirkungen auf die verschiedensten Bereiche, aus diesem Grund muss zu Beginn des Bewertungsprozesses die Anzahl der schließlich zur Entscheidung herangezogenen Parameter auf wenige entscheidungsrelevante Bewertungsgrößen reduziert werden. Nur so ist es möglich, den Überblick zu bewahren und zu einer rationalen und nachvollziehbaren Entscheidung zu gelangen.

Die Bewertung von wasserwirtschaftlichen Projekten begann in Deutschland Ende der 60er Jahre. Zu jener Zeit wurden finanzmathematische Rechenmodelle mit rein ökonomischen Zielfunktionen zur Beurteilung von Investitionsmaßnahmen auf wasserwirtschaftliche Projekte übertragen. Parallel zur Weiterentwicklung der monetären Bewertungsverfahren entstand ab ca. 1970 eine zweite Gruppe von Entscheidungsmodellen mit mehrdimensionalen Zielsystemen. Im folgenden sind die bedeutendsten Bewertungsverfahren zur Beurteilung wasserwirtschaftlicher Projekte zusammengestellt (RICKERT et al., 1993):

Beim Kostenvergleich werden nur die Kosten der Alternativen verglichen. Dies setzt allerdings die Gleichheit der Nutzen und sonstigen nicht-monetären Wirkungen (Sozialkosten) voraus. Abhilfe wurde mit der Erweiterten Kostenvergleichsrechnung geschaffen. Hier lassen sich auch Alternativen vergleichen, die unterschiedliche Nutzen erzielen. Der monetär erfassbare Differenznutzen verschiedener Alternativen wird dabei von den Kosten abgezogen.

Die Kosten-Nutzen-Analyse entwickelte sich aus den einfachen Kosten- und Nutzenvergleichsrechnungen und stellt das höchstwertige monetäre Bewertungsverfahren dar. In der Kosten-Nutzen-Analyse werden sämtliche monetär bewertbare Kosten und Nutzen in Währungseinheiten beschrieben und so miteinander vergleichbar gemacht. Kosten und Nutzen, die bei Dritten entstehen, können als sog. externe Effekte oder soziale Kosten und Nutzen berücksichtigt werden. Die Kosten-Nutzen-Analyse hatte für die Bewertung wasserwirtschaftlicher Projekte in der Vergangenheit eine große Bedeutung. Sie hat allerdings den Nachteil, dass monetär nicht bewertbare Größen (z.B. Artenvielfalt, Grundwasserstand, Wasserqualitätsparameter usw.) nicht berücksichtigt werden können. Solche Projektwirkungen werden meistens nur verbal beschrieben oder müssen über aufwändige Befragungen monetarisiert werden. Im speziellen Fall des Umweltschutzes führt die Kosten-Nutzen-Analyse meist zu einer Scheinrationalität bei der Entscheidungsfindung, da die großen Unsicherheiten bei der quantitativen Risikoabschätzung und Wertungsprobleme bei Gütern ohne Marktpreis keine eindeutigen rational begründete Ergebnisse zulassen (MURSWIEK, 2002).

Das 4-Konten-Modell stellt eine ökonomische Methodik zur Bilanzierung von Umwelt- und Ressourcenkosten dar. Methodisch gesehen ist es eine Weiterentwicklung der Kosten-Nutzen-Analyse (QUADFLIEG et al., 1999). Dabei werden alle Wirkungen eines Vorhabens nach den vier Konten Gesamtwirtschaftliche Effizienz, Umweltqualität, Regionalentwicklung und Soziales Wohlbefinden ermittelt, beschrieben und bewertet. Innerhalb eines jeden Kontos werden die Wirkungen bilanziert, wobei dies nicht notwendigerweise in Geldeinheiten geschehen muss. Eine eindeutige Rangfolge für verschiedene Projektalternativen lässt sich

aus dem 4-Konten-Modell nicht ableiten, es eignet sich somit nicht für Optimierungsprobleme.

Wie bei der Nutzwertanalyse (s. unten) werden bei der Kosten-Wirksamkeits-Analyse die nicht-monetären Wirkungen in einem Ordnungsindex zusammengefasst, der anschließend den monetär bewertbaren Kosten gegenübergestellt wird. Nicht-monetär bewertbare Maßnahmenwirkungen können beispielsweise mittels der Nutzwertanalyse bewertet werden, während die monetär bewertbaren Wirkungen mit Hilfe der Kostenvergleichsrechnung oder der Kosten-Nutzen-Analyse bewertet werden. Problematisch stellt sich bei der Kosten-Wirksamkeits-Analyse dar, wie die monetären und nicht-monetären Größen zueinander ins Verhältnis gesetzt werden.

Die Nutzwertanalyse ist ein multikriterielles, nicht-monetäres Bewertungsverfahren, welches in der Lage ist, verschiedene Kriterien mit unterschiedlichen Dimensionen vergleichbar zu machen. Multikriterielle Bewertungsverfahren erlangen dann Bedeutung, wenn der Entscheidungsträger verschiedene Ziele bei seiner Entscheidung zu berücksichtigen hat. Bei der Nutzwertanalyse werden alle Wirkungen, soweit dies methodisch möglich ist, in einem dimensionslosen Ordnungsindex, dem sog. Nutzwert, zusammengefasst. Wegen ihres strengen Formalismus' und der einfachen Nachvollziehbarkeit findet die Nutzwertanalyse der 1. Generation (ZANGEMEISTER-Version) in der Praxis häufig Anwendung. Der Vergleich verschiedener Alternativen liefert eine eindeutige Rangfolge der Präferenz, die über den dimensionslosen Gesamtnutzwert ausgedrückt wird. Häufig sind aber auch Bewertungssysteme zu finden, die an den Formalismus der Nutzwertanalyse angelehnt sind. Diese werden als „nutzwertanalytische Ansätze“ bezeichnet.

Das Composite Programming stellt eine Fortentwicklung der Nutzwertanalyse dar. Es greift einen Hauptkritikpunkt an der Nutzwertanalyse (volle Kompensation von Teilnutzwerten) auf und begegnet diesem durch die Einführung eines Verstärkungsfaktors, der die Kompensierbarkeit von Teilnutzen einschränkt. Das Composite Programming findet insbesondere dort Anwendung, wo ein starker Konflikt zwischen einzelnen Teilnutzen existiert und eine Mittelwertbildung zur Ermittlung des Gesamtnutzwertes nicht gerechtfertigt erscheint. Wie die Nutzwertanalyse liefert auch das Composite Programming eine eindeutige Präferenz-Reihenfolge, aus der sich die beste Alternative ableiten lässt.

Der paarweise Vergleich von Alternativen kann angewendet werden, wenn bereits eine überschaubare Anzahl von Projektalternativen vorliegt. Die Alternativen werden hinsichtlich jedes Einzelkriteriums paarweise miteinander verglichen. Dabei wird keine eindeutige Rangfolge, sondern lediglich die Dominanz einer Alternative über eine andere ermittelt. Bekannte Vertreter dieser Art der Bewertung sind das ELECTRE-, das NAIADE- und das PROMETHEE-Verfahren. Mit Hilfe von Konkordanz- und Diskordanzmatrizen nähert man sich schrittweise der überlegenen Alternative, indem Schwellenwerte nach und nach gelockert werden. Da beim paarweisen Vergleich keine Rangfolge der Alternativen ermittelt wird, ist es für Optimierungen ungeeignet.

Die Ökologische Risikoanalyse stellt kein multikriterielles Bewertungsverfahren im eigentlichen Sinn dar. Das Verfahren, welches vor allem in Umweltverträglichkeitsprüfungen angewandt wird, wurde für die Abschätzung von ökologischen Beeinträchtigungen konzipiert. Nicht-ökologische Wirkungen aber auch ökologische Verbesserungen sind ohne eine Modifizierung der Begrifflichkeiten nicht integrierbar (TGU, 2002). Während die ökologische Risikoanalyse bei Untersuchungen von Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes wie z.B. beim Straßenbau durchaus Vorteile aufweist, ist sie durch den gering ausgeprägten Formalismus nur bedingt für eine Bewertung mit weitergehenden Maßnahmenwirkungen geeignet.

Auf weitere Bewertungsverfahren wie beispielsweise Dominanzverfahren, Rangaggregation, Portfolios oder neuronale Netze soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden. Sie werden umfassend in SCHUH (2001) beschrieben und diskutiert. In den vergangenen Jahren ist eine Vielzahl weiterer multikriterieller Bewertungsverfahren entstanden, so dass es für den Anwender mitunter schwierig ist, den Überblick zu wahren (TECLE, 1992). Die Entscheidung, welches Bewertungsverfahren zum Einsatz kommt, kann letztendlich nur anhand der konkreten Fragestellung getroffen werden, die es zu beantworten gilt. Jedes der genannten Bewertungsverfahren besitzt Vor- und Nachteile, Stärken und Schwächen. Es existiert kein Bewertungsverfahren, das in allen denkbaren Entscheidungssituationen uneingeschränkt anwendbar ist. Ein wichtiger Schritt bei der Bewertung ist daher die Auswahl des am besten an die Fragestellung angepassten Bewertungsverfahrens. Die Auswahl des zum Zuge kommenden Bewertungsverfahrens stellt bereits ein Meta-Entscheidungsproblem dar (SCHUH, 2001).

2.3.1 Eignung von Bewertungsverfahren zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung

Mit der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ist das Ziel der Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung verbunden. SCHUH (2001) überprüft in seiner Arbeit 18 monetäre und multikriterielle Bewertungsverfahren im Hinblick auf ihre Eignung zur Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung:

- Dominanzverfahren
- Künstliche neuronale Netze
- Lexikographische Ordnung
- Dominierende Kriterien
- Portfolios
- Kostenwirksamkeitsanalyse
- Goal-Programming
- Kostenvergleichsrechnung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- Rangaggregation
- Direct Choice
- Anspruchsniveaus
- Aspektweise iterative Bewertung
- Verbal-argumentative Verfahren
- Kosten-Nutzen-Analyse
- Nutzwertanalyse
- Prävalenzverfahren
- Analytic Hierarchy Process (AHP)
- Multi Attribute Utility Theory (MAUT)

Dabei bewertet er die Bewertungsverfahren nach neun Kriterien (Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Anforderungen an Bewertungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung (nach SCHUH, 2001)

Anforderung	Konkretisierung
Vollständigkeit	Werden als Voraussetzung für aussagefähige Ergebnisse alle relevanten Kriterien der Alternativen erfasst? Grundsätzliche Voraussetzung hierfür ist, dass vor Anwendung eines Entscheidungsverfahrens bei der Lösung der Ansatzproblematik alle relevanten Kriterien ermittelt und erfasst werden. Dies stellt gleichzeitig eine Voraussetzung für die Strukturähnlichkeit von Modell und Realität dar.
Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Objektivität	Sind die Regeln der Vorgehensweise offengelegt, klar formuliert und damit auch das Ergebnis und dessen Zusammensetzung nachvollziehbar und überprüfbar? Die Nachvollziehbarkeit hat direkten Einfluss auf die Akzeptanz des Verfahrens bei Anwendern und Stakeholdern und stellt damit eine unabdingbare Voraussetzung für dessen Anwendung dar.
Genauigkeit und Validität	Wird eine angemessene Lösungsqualität erreicht? Wird das gesteuert, was zu steuern beabsichtigt wurde (Effektivität) ?
Reliabilität	Wird zuverlässig gesteuert, d.h. führt auch eine mehrmalige Anwendung zum gleichen Ergebnis? Wird das Ergebnis von allen gleich verstanden?
kein Einfluss neuer Alternativen auf die bisherige Bewertung	Bleibt die Bewertung bei neu hinzukommenden Alternativen stabil? Ist dies nicht der Fall, muss bei neu hinzukommenden Alternativen die gesamte Bewertung neu durchgeführt werden.
Offenheit der Modellstrukturen, Integrierbarkeit neuer Kriterien	Ist das Verfahren anpassbar an verschiedene Anwendungssituationen, Veränderungen der Ziele, Rahmenbedingungen oder Präferenzen und können neue relevante Entscheidungskriterien, die sich erst im Laufe der Entscheidungsvorbereitung ergeben, in das gerade angewendete Bewertungskonzept integriert werden?
Praktikabilität und Wirtschaftlichkeit	Steht der Aufwand zur Entscheidungsfindung in einem angemessenen Verhältnis zu den erwarteten Ergebnissen (Effizienz)? Ist das Konzept praktisch anwendbar und beherrschbar von Entscheidungsträgern, d.h. auch Nicht-Experten hinsichtlich der methodischen Vorgehensweise? Für eine nachhaltigere Entwicklung und eine möglichst breite Anwendung bei einer Vielzahl von Entscheidungsträgern und Entscheidungen kommt diesem Kriterium eine hohe Bedeutung zu.
Eindeutigkeit	Folgt aus dem Verfahren eine eindeutige Aussage, welche Handlungsalternative die beste ist?
erforderlicher Dateninput	Liegen die Inputdaten in der benötigten Skalierung vor? Sind Präferenzaussagen der Entscheidungsträger in der benötigten Genauigkeit zu erwarten?

Ergebnis: Die Nutzwertanalyse stellt das einzige der untersuchten Bewertungsverfahren dar, das mit einer positiven Bewertung in allen Punkten aufwarten kann. Sie erscheint daher in besonderem Maße geeignet zur Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung und zur Anwendung bei der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung.

TECLE (1992) untersucht 15 multikriterielle Bewertungsverfahren auf ihre Eignung bei Ressourcenmanagementproblemen in Wassereinzugsgebieten:

- Analytic Hierarchy Process
- Composite Programming
- Compromise Programming
- Cooperative Game Theory
- Displaced Ideal
- ELECTRE

- Evaluation and Sensitivity Analysis Program
- Goal-Programming
- Multi Attribute Utility Theory
- Multicriterion Q-Analysis
- Probabilistic Tradeoff Development Method
- Zionts-Wallenius
- Step Method
- Surrogate Worth Trade-off
- PROMETHEE

Er bewertet dabei nach 24 Kriterien, die er in die vier Gruppen zusammenfasst.

Tab. 2.2: *Kriterien für den Einsatz multikriterieller Bewertungsverfahren für Managementprobleme in Wassereinzugsgebieten (TECLE, 1992)*

Kriteriengruppe	Spezifizierung
entscheidungsträger-/ bearbeiterbezogene Kriterien	<ul style="list-style-type: none"> • Wie viel Wissen wird vom Entscheidungsträger verlangt, um die Technik zu verstehen? • Wie groß ist der Wunsch des Entscheidungsträgers nach Interaktion? • Wie viel Zeit des Entscheidungsträgers nimmt die Technik in Anspruch? • Wie sachkundig muss der Entscheidungsträger sein, um die Technik zu nutzen? • Welcher Grad der Qualifikation des Bearbeiters ist erforderlich, um die Technik anzuwenden?
technikbezogene Kriterien	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnungsdauer • Anzahl der benötigten Parameter • Anwendungsfreundlichkeit • erfahrungsgemäße Rechnerbelastung • Effektivität der Technik • Programmieraufwand
problembezogene Kriterien	<ul style="list-style-type: none"> • Können Fragestellung mit nicht-numerischen Daten gelöst werden (z.B. Ästhetik)? • Kann aus einer begrenzten Anzahl von Alternativen die beste ausgewählt werden? • Können nicht-lineare Probleme gelöst werden? • Können großräumige und komplexe Probleme behandelt werden? • Ist die Anzahl der berücksichtigten Alternativen begrenzt? • Können die für Wassereinzugsgebiete typischen dynamischen Probleme gelöst werden? • Können ganzzahlige Fragestellungen (z.B. Anwachsen einer Population) behandelt werden?
lösungsbezogene Kriterien	<ul style="list-style-type: none"> • Konsistenz der erzielten Lösungen • Robustheit der Ergebnisse bei Änderungen der Parameterwerte • Nützlichkeit der Ergebnisse für den Entscheidungsträger • Zuverlässigkeit der Ergebnisse für den Entscheidungsträger • Dauerhaftigkeit der erzielten Lösung • Anzahl der pro Iteration erscheinenden Zwischenlösungen

In einem zweiten Schritt werden die vier Kriteriengruppen in Form einer Bewertungsmatrix zueinander ins Verhältnis gesetzt und eine Rangfolge der untersuchten Bewertungsverfahren ermittelt. TECLE kommt zu dem Ergebnis, dass Compromise Programming und Composite Programming die geeignetsten Bewertungsverfahren zur Bewältigung von Managementproblemen in Wassereinzugsgebieten darstellen.

2.3.2 Gewähltes Bewertungsverfahren

Compromise Programming ist methodisch gesehen eine Weiterentwicklung der Nutzwertanalyse, Composite Programming eine Erweiterung von Compromise Programming (BÁRDOSSY et al., 1985).

Aus diesem Grund wird Composite Programming als Bewertungsverfahren bei der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ausgewählt und stellt damit die Grundlage für die weiteren Auswertungen dar. Mit Composite Programming steht ein Bewertungsverfahren zur Verfügung, das im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung wesentliche Vorteile gegenüber anderen Bewertungsverfahren aufweist:

- **Klare Strukturierung:** das Problem wird in einzelne Teilschritte zerlegt, die auch vom Nicht-Fachmann nachvollzogen werden können (Transparenz des Verfahrens).
- **Vollständigkeit:** alle relevanten Bewertungskriterien (seien sie numerisch oder nicht-numerisch) können im System adäquat berücksichtigt werden.
- **Robustheit der Ergebnisse:** wiederholte Bewertungen derselben Alternative liefern stets dasselbe Ergebnis.
- **Kein Einfluss neuer Alternativen:** die Bewertung weiterer Alternativen hat keinen Einfluss auf das Bewertungssystem selbst oder die Bewertungen bereits untersuchter Alternativen.
- **Einfachheit:** die Berechnungsvorschrift und das zugrundeliegende Zielsystem sind relativ einfach und können in einem gängigen Tabellenkalkulationsprogramm verarbeitet werden. Die Anforderungen an den Entscheidungsträger und den Bearbeiter (Vorwissen, Präferenzartikulation) sind als gering bis mittel zu bezeichnen.
- **Sehr gute Anpassungsfähigkeit** des Verfahrens an das Problem der Grundwasserbewirtschaftung:
 - eignet sich zur Lösung nicht-linearer Bewertungsprobleme,
 - eignet sich für großräumige und komplexe Bewertungsprobleme,
 - eignet sich zu Bewertung dynamischer Probleme (TECLE, 1992).

Im folgenden wird zunächst noch einmal auf die Methodik der Nutzwertanalyse eingegangen und anschließend darauf aufbauend der Composite Programming-Ansatz erläutert.

2.4 Nutzwertanalyse

2.4.1 Grundlagen

Die Nutzwertanalyse in ihrer klassischen Form (Nutzwertanalyse der 1. Generation [NWA I], Standardversion) entstammt den Ingenieurwissenschaften und wurde Anfang der 70er Jahre von ZANGEMEISTER in Deutschland verbreitet (SCHOLLES, 2000). Die ursprünglich in den USA entwickelte Nutzwertanalyse sollte die Probleme lösen, die sich in der Kosten-Nutzen-Analyse durch deren rein monetäre Ausrichtung ergaben. Zangemeister definiert die Nutzwertanalyse folgendermaßen (aus RICKERT, 1993): „Nutzwertanalyse ist die Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge

entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zu ordnen. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte (Gesamtwerte) der Alternativen.“

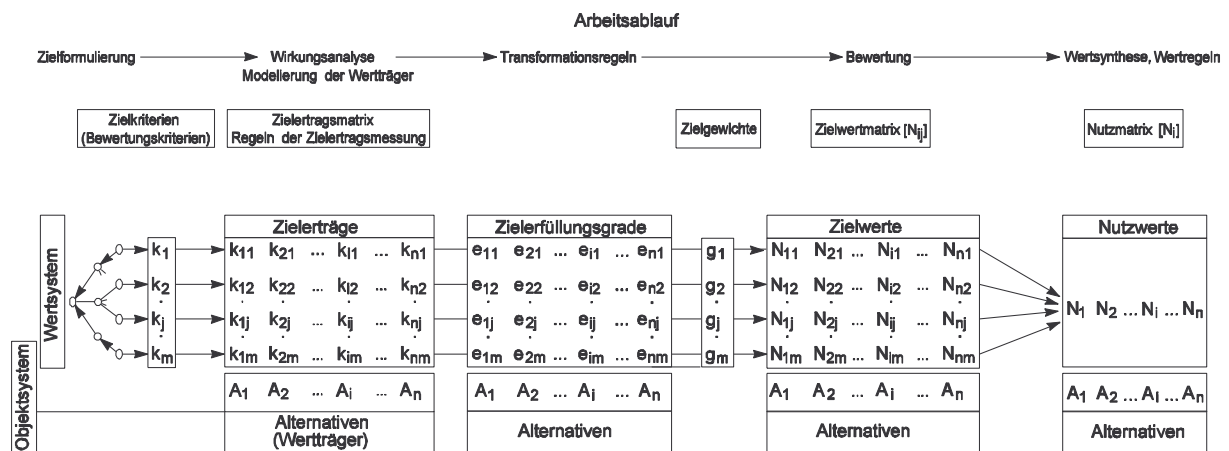


Abb. 2.1: Strukturmuster und Arbeitsablauf der Nutzwertanalyse (nach MANIAK, 2000)

2.4.2 Zielsystem

Aus der Definition von ZANGEMEISTER ergibt sich, dass zunächst ein problemadäquates Zielsystem zu erstellen ist, welches die Bewertungskriterien in geeigneter Form logisch aggregiert. Das Zielsystem ist so zu strukturieren, dass die aggregierten Nutzwerte innerhalb einer zusammengehörenden (funktionalen) Gruppe auf einer beliebigen Zielebene jeweils die Bewertung für das Kriterium in der nächsthöheren Ebene ergeben. Es bietet sich daher an, das Zielsystem hierarchisch zu strukturieren. ZANGEMEISTER (1973) erkannte bereits die enorme Bedeutung eines modell- und situationsgerechten Zielsystems als Grundlage für die Ermittlung vernünftiger Nutzwertanalyseergebnisse. Mit der Auffächerung von Zielen, die auf den oberen Ebenen meist allgemeine und nicht quantifizierbare Leitsätze darstellen, ist eine zunehmende Messbarkeit der Zielerträge verbunden. Der Detaillierungsgrad muss dabei jedoch in Relation mit den für die Entscheidungsfindung verfügbaren Datengrundlagen gesehen werden. Ein zu starker Detaillierungsgrad des Zielsystems ist insbesondere dann abzulehnen, wenn an anderer Stelle wesentliche entscheidungsrelevante Tatbestände übersehen werden. „Ein grobes, dafür aber vollständiges Zielsystem ist als Bewertungsgrundlage einem detailliert, aber unvollständig formulierten Zielsystem im Hinblick auf die Gefahr einer möglichen Fehlentscheidung in jedem Fall vorzuziehen.“ (ZANGEMEISTER, 1973)

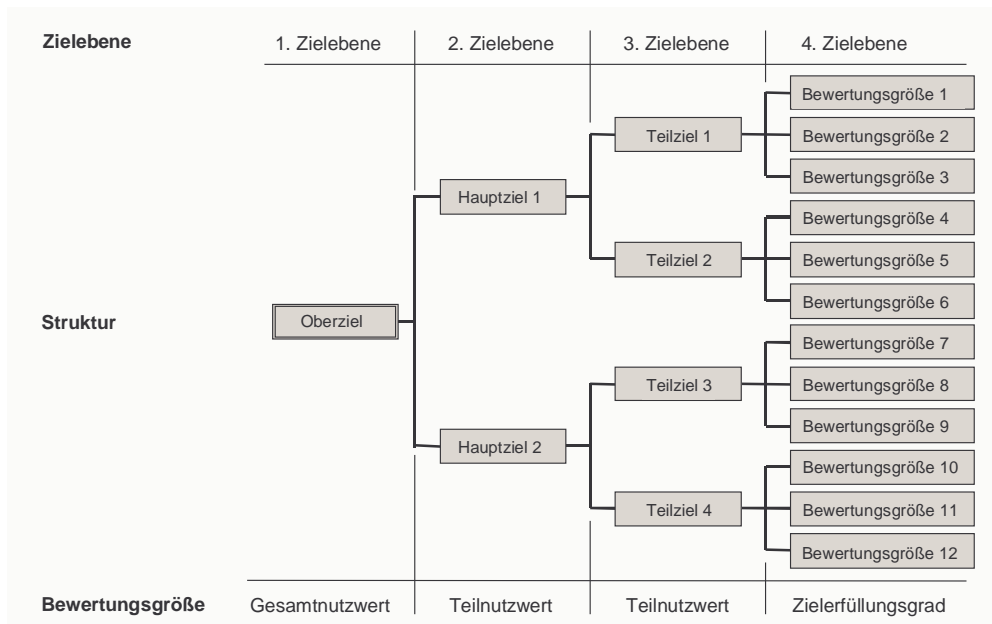


Abb. 2.1: Hierarchisches Zielsystem (Baumstruktur) von Ober-, Haupt-, Teilzielen und Bewertungskriterien (nach RICKERT et al., 1993; verändert)

Die Aggregation der Zielerfüllungsgrade über Teilnutzwerte zum Gesamtnutzwert erfolgt bei der Nutzwertanalyse schrittweise von der untersten bis zur obersten Zielebene (in Abb. 2.1 also zunächst von der 4. zur 3. Zielebene, dann von der 3. zur 2. u.s.w.) entsprechend Gl. 2.1. Die einem übergeordneten Ziel auf der nächst tieferen Zielebene zugeordneten Ziele werden auch als funktionelle Gruppe bezeichnet.

$$N = \sum_{j=1}^n g_j \cdot e_j \tag{Gl. 2.1}$$

mit:

- N = Teil-/Gesamtnutzwert [-]
- e = Zielerfüllungsgrad/Teilnutzwert [-]
- g = Gewichtungsfaktor [-]
- j = Indikatoren (Bewertungsgrößen)
- n = Gesamtzahl der berücksichtigten Indikatoren j

Bei jedem Zielebenenwechsel wird $N \rightarrow e$ und die Berechnung entspr. Gl. 2.1 mit den über den Baum verknüpften Unterzielen erneut durchgeführt – solange, bis der Gesamtnutzwert auf Zielebene 1 bestimmt ist. So berechnet sich beispielsweise der Teilnutzwert des Teilziels 3 in Abb. 2.1 nach:

$$N_{\text{Teilziel 3}} = g_{BG7} \cdot e_{BG7} + g_{BG8} \cdot e_{BG8} + g_{BG9} \cdot e_{BG9} \tag{Gl. 2.2}$$

Nach Umwandlung von $N_{\text{Teilziel 3}}$ zu $e_{\text{Teilziel 3}}$ berechnet sich der Teilnutzwert für das Hauptziel 2 gemäß:

$$N_{\text{Hauptziel 2}} = g_{\text{Teilziel 3}} \cdot e_{\text{Teilziel 3}} + g_{\text{Teilziel 4}} \cdot e_{\text{Teilziel 4}} \tag{Gl. 2.3}$$

Der Gesamtnutzwert ergibt sich schließlich nach Umwandlung von $N_{\text{Hauptziel 2}}$ zu $e_{\text{Hauptziel 2}}$ gemäß der Gleichung:

$$N = g_{\text{Hauptziel 1}} \cdot e_{\text{Hauptziel 1}} + g_{\text{Hauptziel 2}} \cdot e_{\text{Hauptziel 2}} \quad \text{Gl. 2.4}$$

Bei der Aufstellung des Zielsystems sind zwei wichtige Bedingungen zu berücksichtigen:

1. zwischen den Bewertungskriterien dürfen keine Nutzenabhängigkeiten existieren und
2. die Anzahl der verwendeten Bewertungskriterien soll so gering wie möglich gehalten werden (≤ 10 ; TGU, 2002), es gilt die KISS-Forderung: Keep It Small and Simple.

2.4.3 Zielfunktionen

Die Transformation von Zielerträgen in Zielerfüllungsgrade geschieht durch die Zielfunktionen. Dabei werden die dimensionsbehafteten Zielerträge der Bewertungskriterien (z.B. in Meter, mg/l oder €) in dimensionslose Werte transformiert. Im Regelfall wird der Zielerfüllungsgrad kardinal skaliert, er geht also von 0 (Ziel nicht erfüllt) bis 1 (Ziel voll erfüllt) (RIKERT, 1993). Der Zielerfüllungsgrad drückt aus „in welchem Umfang ein gegebener Zielertrag dem durch das Wertsystem gesetzten Bewertungsmaßstab entspricht und wie weit ein bestimmtes Ziel aus Sicht des Bewerter erreicht ist“ (MANIAK, 2001). Um die jeweiligen Zielfunktionen festlegen zu können, müssen die Spannweiten der verschiedenen Zielerträge bekannt sein.

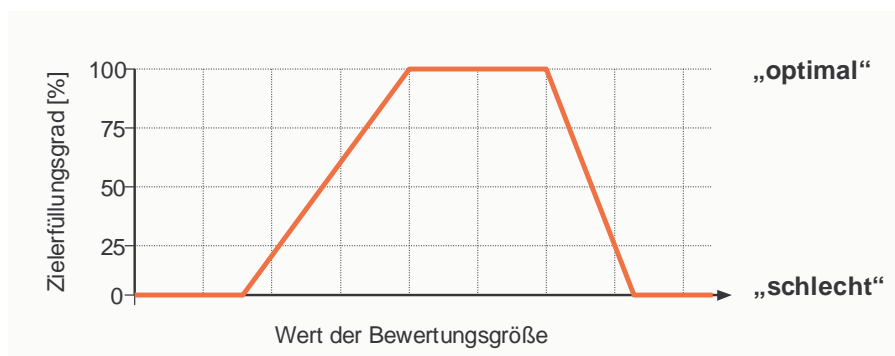


Abb. 2.1: Beispiel für eine Zielfunktion

Die Festlegung von Zielfunktionen ist mitunter komplex. Realen Werten werden durch die Zielfunktionen Wertaussagen zugeordnet. Werteeinschätzungen sind stets subjektiv und unterscheiden sich von Betrachter zu Betrachter. Der Bearbeiter trägt daher eine hohe Verantwortung, was die Objektivität des Bewertungssystems betrifft. Er muss in der Lage sein, die Bewertungen, die er bestimmten Zahlenwerten zuordnet, nachvollziehbar begründen zu können. Zielfunktionen können prinzipiell folgende Verläufe des Zielerfüllungsgrads aufweisen (MANIAK, 2001):

- Wertkonstanz
- exponentielle oder geradlinige Wertzunahme bzw. –abnahme mit wachsendem Zielertrag
- Zu- oder Abnahme bis zur Wertsättigung und anschließende Ab- oder Zunahme

Es sind auch andere monoton wachsende oder fallende Verläufe der Zielfunktion denkbar, doch fehlt meist das Wissen um den eindeutigen Zusammenhang zwischen Zielertrag und

Zielerfüllungsgrad in den Übergangsbereichen zwischen der oberen und unteren Wertsättigung. In den meisten Fällen wird daher ein linearer Verlauf der Funktion bis zur Wertsättigung unterstellt. Diese Vereinfachung ist oft zweckmäßig, da eine detaillierte Untersuchung zum Verlauf der Zielfunktion im Übergangsbereich in keinem Verhältnis zur Verbesserung der Aussagekraft des Gesamtsystems steht.

Die Zielerträge weisen oftmals auch eine räumliche Variabilität auf (z.B. sich ändernder Grundwasserstand, wechselnde Bewuchshöhe, unterschiedliche Flächennutzung usw.). Um der Variabilität Rechnung zu tragen, müssen in diesen Fällen unterschiedliche Zielfunktionen für die Teilflächen des Untersuchungsgebiets definiert werden. Während eine bestimmte Piezometerhöhe in einigen Teilbereichen beispielsweise die optimale Zielerfüllung darstellt, kann sie in anderen Gebieten bereits im Ausschlussbereich liegen. Wie groß die einzelnen Teilbereiche sein sollen, hängt davon ab, wie detailliert die Flächendaten, aus denen sich die Zielfunktionen ableiten, vorliegen und wie genau das Bewertungssystem sein soll. Ein weiteres Entscheidungskriterium stellt die Rechnerleistung dar.

Um letztlich die flächenhaft ausgeprägten mit den punktuell ausgeprägten Zielerträgen zu der Bewertung eines Teilziels zusammenfassen zu können, ist es notwendig, die flächigen Zielerträge innerhalb einer Einheit zusammenzufassen. Bei der Zusammenfassung gehen die flächigen Informationen verloren. Gerade diese können jedoch bei der Identifizierung von Problembereichen eine wichtige Rolle spielen. Daher sollten die flächigen Informationen unbedingt gespeichert und in einem GIS zusätzlich zur Teilzielbewertung visualisiert werden.

2.4.4 Gewichtung

Zielkriterien können für die Bestimmung der Teilnutzwerte von unterschiedlicher Bedeutung sein. Sie müssen daher mit Gewichten versehen werden, welche der relativen Bedeutung des einzelnen Kriteriums innerhalb der Gruppe entsprechen (ZANGEMEISTER, 1973).

Die Festlegung der Gewichtungen – so einsichtig wie die Notwendigkeit ihres Einsatzes für die Ermittlung eines rationalen Analyseergebnisses auch ist – stellt ein zentrales Problem aller Bewertungsmethoden in Bezug auf die Objektivität der Bewertung dar. Gewichtungsfaktoren sind stets subjektiv und von der Erfahrung und den Vorkenntnissen des Bearbeiters abhängig. Die „richtige“ Festlegung würde die Allwissenheit des Bearbeiters voraussetzen. Dennoch bestimmen sie durch die Multiplikation mit dem Zielertrag in entscheidendem Maße die Größe des (Teil-/Gesamt-)Nutzwertes und stellen daher eine wichtige Vorentscheidung dar (HORSCH et al., 2001). Bei der Festlegung der Gewichtungsfaktoren ist also besondere Aufmerksamkeit geboten und wenn immer möglich sollten sie von Spezialisten in ihren Teildisziplinen vergeben werden, die über ein umfassendes Verständnis für die Zusammenhänge verfügen.

Von der formalen Seite her ist der Umgang mit den Gewichtungsfaktoren unproblematisch. Die Gewichtungsfaktoren werden innerhalb einer jeden funktionellen Gruppe normiert, so dass die Summe aller Gewichte innerhalb einer Gruppe stets gleich eins ist (Gl. 2.5).

$$\sum_{j=1}^n g_j = 1$$

Gl. 2.1

mit:

g = Gewichtungsfaktor [-]
j = Indikatoren (Bewertungsgrößen)

2.4.5 Ausschlusswerte

Bei der Anwendung der Nutzwertanalyse ist es üblich, Ausschlusswerte für die Bewertung von Alternativen zu definieren, also Werte, ab denen eine Alternative nicht mehr akzeptabel ist. Die Festlegung solcher Ausschlusswerte dient dem Zweck, nur realistische bzw. realisierbare Alternativen miteinander zu vergleichen, alle anderen Alternativen werden aus der weiteren Bewertung ausgeschlossen. Im Rahmen des hier dargestellten Bewertungssystems müssen Ausschlusswerte für Grundwasserentnahmemengen der Fassungsanlagen definiert werden. Damit wird der Rahmen vorgegeben, in dem die Optimierung stattfinden kann. Ausschlusswerte können sich aus technischen Grenzen (z.B. Mindestdrehzahl der Pumpen, Rohrdurchmesser, Aufbereitungskapazität u.s.w.), gesetzlichen Vorgaben (z.B. wasserrechtlich genehmigte Maximalentnahme) oder sonstigen Randbedingungen (z.B. Brunnenergiebigkeit, Frischhaltemengen) ergeben.

Die Grundwasserentnahmen an den Brunnen stellen die Optimierungsgrößen dar. Durch Variation der Optimierungsgrößen sollen die Bewertungsgrößen in ihre Zielgrößen überführt werden. Aus diesem Grund sind weitergehende Überlegungen notwendig, innerhalb welcher Bandbreite die Grundwasserentnahmen variiert werden können. Dabei ist zwischen der Gesamtentnahme, die an allen Brunnen zusammen entnommen wird, und den Einzelentnahmen pro Brunnen zu unterscheiden.

Dies soll an einem Beispiel erläutert werden: Zur Wassergewinnung stehen drei Brunnen zur Verfügung, die alle betrieben werden sollen. Jeder dieser Brunnen hat eine Ergiebigkeit von 80 l/s. Die Gesamtentnahme soll dem Wasserbedarf entsprechen und liegt zwischen 120 l/s und 140 l/s. Brunnen 1 und 2 besitzen eine wasserrechtlich genehmigte Entnahmemenge von jeweils 60 l/s, Brunnen 3 von 80 l/s. Alle drei Brunnen sind mit baugleichen Tauchbrunnen mit einer Mindestförderrate von 10 l/s ausgestattet. Folgende Alternativen werden für eine Optimierung in Betracht gezogen:

Tab. 2.1: Die Anwendung von Ausschlusswerten

	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5	Alt. 6	Alt. 7
Entnahme Brunnen 1 [l/s]	20	5	35	35	50	10	40
Entnahme Brunnen 2 [l/s]	50	50	40	50	80	10	40
Entnahme Brunnen 3 [l/s]	50	70	20	50	50	10	40
Gesamtentnahme [l/s]	120	125	95	135	180	30	120

Für den weiteren Vergleich der Alternativen müssen die Alternativen 2,3,5 und 6 ausgeschlossen werden. Alternative 2 ist nicht realisierbar, da aus dem Brunnen 1 mindestens 10 l/s gefördert werden müssen. Bei Alternative 3 wird insgesamt zu wenig Wasser bereitgestellt, ebenso bei Alternative 6. Bei der Alternative 5 wird sowohl die wasserrechtlich maximal

zulässige Entnahmemenge am Brunnen 2 als auch die notwendige Bereitstellung von max. 140 l/s überschritten. Bezüglich der Optimierung der Grundwasserentnahmen kommen daher im weiteren nur die Alternativen 1, 4 und 7 in Betracht.

2.5 Composite Programming

Einer der größten Nachteile der klassischen Nutzwertanalyse liegt darin, dass sehr schlechte Zielerfüllungsgrade bzw. Teilnutzwerte durch andere, sehr hohe vollständig kompensiert werden können (ZANGEMEISTER, 1973; BECHMANN, 1987; BÁRDOSSY, 2003). Das bedeutet, dass der Gesamtnutzwert aus den drei Teilnutzwerten 80%, 60% und 10% (bei gleicher Gewichtung) denselben Wert annimmt wie bei den Teilnutzwerten 50%, 50% und 50%, obwohl die zweite Variante „gerechter“ ist, da sie einen besseren Kompromiss darstellt.

Aus diesem Grund wurden die sogenannten distanzbasierten Bewertungsmethoden entwickelt. Hierbei werden die Abstände einzelner Bewertungskriterien zu einem Idealwert berechnet. Der Idealwert setzt sich aus den optimalen Zielerträgen zusammen und ist praktisch nicht erreichbar (MANIAK, 2000). Ein Vertreter der distanzbasierten Verfahren ist das Composite Programming (Composite Programmierung, CP), das von BÁRDOSSY et al. (1985) entwickelt wurde. Das Verfahren ähnelt der Nutzwertanalyse stark, so dass wesentliche Bearbeitungsschritte identisch sind.

2.5.1 Kompensierbarkeit

Zunächst werden die Zielkriterien ausgewählt und die Zielerfüllungsgrade exakt wie bei der Nutzwertanalyse berechnet. Die Zielkriterien werden dann nach inhaltlich zusammengehörigen funktionellen Gruppen zusammengefasst (z.B. Nitratkonzentration und Gesamthärte als funktionelle Gruppe Wassergüteparameter). Die Gewichte g_i werden auf die Kriterien innerhalb der funktionellen Gruppen verteilt, wobei innerhalb der Gruppe wiederum gilt: Summe der Gewichte gleich eins.

Dann wird die Kompensierbarkeit innerhalb der Gruppe festgelegt. Der Umgang mit dem Kompensationsfaktor erfordert viel Sachverstand und Erfahrung des Bearbeiters, weshalb weiter unten noch genauer darauf einzugehen sein wird. Prinzipiell muss für alle funktionellen Gruppen dieselbe Frage gestellt werden: Wie wichtig ist ein Kompromiss innerhalb der funktionellen Gruppe?

Die nachfolgende Zusammenstellung gibt einen Überblick über die Auswirkungen des Kompensationsfaktors p innerhalb des CP (nach BÁRDOSSY, 2003; leicht verändert). Wird $p=1$ gesetzt, so entspricht die Berechnungsvorschrift der Berechnung bei der Nutzwertanalyse. Das CP stellt somit eine Weiterentwicklung und Verallgemeinerung der NWA dar.

ganz kompensierbar			neutral kompensierbar				fast nicht kompensierbar		
-----> [p]									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Die Berechnung des Indikatorwerts I einer funktionellen Gruppe wird bestimmt zu:

$$I = 1 - \left[\sum_{j=1}^n g_j \cdot (1 - e_j)^p \right]^{\frac{1}{p}} \quad \text{Gl. 2.1}$$

mit:

- I = Indikatorwert (entspricht in der Terminologie der NWA dem Teil-/Gesamtnutzwert) [-]
- e = Zielerfüllungsgrad/Teilnutzwert [-]
- g = Gewichtungsfaktor [-]
- j = Indikatoren (Bewertungsgrößen)
- n = Gesamtzahl der berücksichtigten Indikatoren j
- p = Kompensationsfaktor innerhalb der funktionellen Gruppe

Als nächstes werden die Gruppen als einzelne Zielkriterien behandelt ($I \rightarrow e$) und die Schritte wiederholt, bis schließlich nur noch eine einzige Gruppe besteht (siehe auch Vorgehensweise in Kap. 2.4.2). Die Reihung der Alternativen erfolgt dann entsprechend der Wertung dieser letzten Gruppe.

Wie sich der Kompensationsfaktor auf das Gesamtergebnis auswirkt, sei anhand von zwei zu bewertenden Kriterien dargestellt. In Abb. 2.1 sind die möglichen Kombinationen dargestellt, die jeweils einen gemeinsamen Nutzwert von 0,5 besitzen. Man sieht, dass bei $p=1$ eine vollständige Kompensierbarkeit der beiden Kriterien vorherrscht, die möglichen Kombinationen befinden sich folglich auf einer Gerade. Mit größer werdendem Kompensationsfaktor krümmen sich die Linien zunehmend, so dass 0,5 unterschreitende Teilbewertungen des Kriteriums 1 nur durch immer höhere Bewertungen des Kriteriums 2 ausgeglichen werden können.

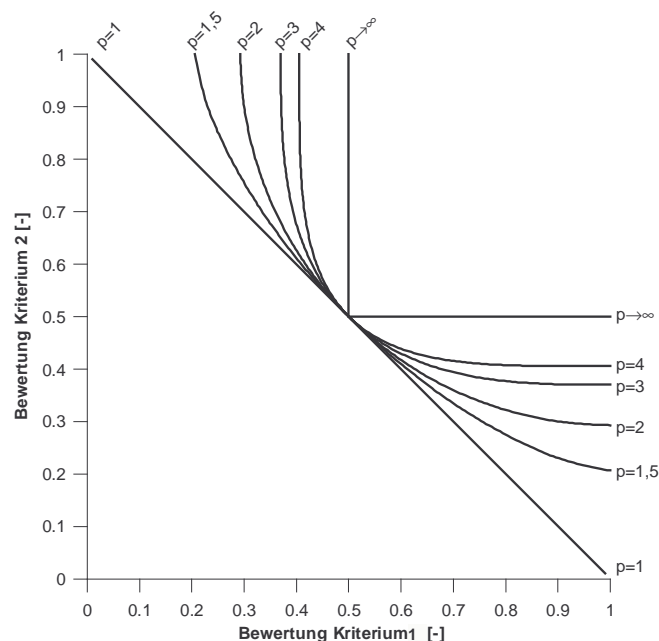


Abb. 2.1: Wirkungsweise des Kompensationsfaktors p bei einem konstantem Nutzwert von 0,5

Für den Fall $p=2$ entsprechen sich beispielsweise die Bewertungen 0,5/0,5 und 0,3/0,9. Das Berechnungsverfahren toleriert in diesem Fall die Verschlechterung von -0,2 beim Kriterium 1 nur dann, wenn sich beim Kriterium 2 eine Verbesserung von +0,4 einstellt. Die beiden Alternativen sind im Sinne des Bewertungssystems damit gleichwertig.

Das Bewertungsverfahren Composite Programming stellt die notwendigen methodischen und mathematischen Grundlagen für die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung bereit. Es gilt nun, die konkrete Fragestellung so in die Methodik einzubetten, dass alle relevanten Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes (Kap. 4) berücksichtigt werden und schließlich vorgegebene Bewirtschaftungsalternativen miteinander verglichen werden können.

2.6 Übersicht zu Steuerungs- und Managementsystemen

Die Begriffe Steuerungs- und Managementsysteme sind sehr weit gefasst. Sie reichen von der klassischen Steuerungs- und Regeltechnik im Maschinenbau bis zum sogenannten Workflow-Management, das als Optimierung bei Geschäftsprozessen verstanden wird. Für die im Rahmen des Forschungsprojekts anstehenden Fragestellungen sind die folgenden Steuerungs- und Managementsysteme relevant:

- Systemoptimierung, Linienoptimierung
- Managementsysteme und Risikoanalyse
- Parameterbestimmung anhand von Optimierungsverfahren.

Als klassisches Beispiel für eine Linienoptimierung kann das „Traveling Salesman Problem“ genannt werden. Hier wird versucht, möglichst viele Reiseziele so zu kombinieren, dass die Wege minimal werden.

Der Begriff Systemoptimierung bezieht sich meist auf Herstellungsverfahren. Durch Verbesserung der Produktionsabläufe sollen Kosten gespart und eine optimale Qualität angestrebt werden. Grundlage hierfür sind mathematische Verfahren zur linearen und nichtlinearen Optimierung (siehe Kap. 2.7), die auch für die Optimierung von physikalischen Vorgängen Gültigkeit haben. Im Bereich der Wasserversorgung werden ebenfalls Optimierungsalgorithmen z.B. zur Optimierung von Wasserversorgungsnetzen (CEMBROWICZ & ATES, 1997) eingesetzt.

Die Lineare Optimierung war in der Wasserwirtschaft lange Zeit die Optimierungsmethode der Wahl, wenn Grundwasserentnahmen unter Berücksichtigung von Restriktionen (i.d.R. Grenzflurabstände) optimiert werden sollten (LINDNER, 1983; NILLERT et al., 2003). Bei diesem Verfahren wird eine in Abhängigkeit von der Steuergröße Förderrate zu definierende Gütefunktion minimiert oder maximiert, wobei Nebenbedingungen bezüglich der Steuergröße berücksichtigt werden können (NILLERT et al., 2003). Die Gütefunktion muss dabei die Beeinträchtigungen an bestimmten, festgelegten Restriktionspunkten in Abhängigkeit von der Förderrate beschreiben können, wobei dieser Zusammenhang linear sein muss. Die Lineare Optimierung stößt an ihre Grenzen, wenn neben dem Flurabstand weitere Parameter optimiert werden müssen. Die Gütefunktion – sofern sie überhaupt existiert – kann nur für relativ einfache Problemstellungen adäquat formuliert werden. Zudem muss durch die Festlegung von Restriktionspunkten eine Vorauswahl bezüglich der berücksichtigten Punkte im Raum

getroffen werden, für die die Entnahme optimiert wird. Die angestrebte flächige Bewertung kann mit der Linearen Optimierung praktisch nicht geleistet werden.

Im Bereich der Fertigung von Gütern beschleunigt die Computersimulation den Entwurf von Produkten und hilft, Verfahren zu optimieren. Das Ergebnis sind kürzere Entwicklungszeiten, weniger reale Experimente und die gezielte Konstruktion von Prototypen, also Kostenvorteile. (div. Quellen aus Industrie und Fertigung).

Optimierungsaufgaben stellen sich in der Industriepraxis in vielfältiger Form. Beim ressourcensparenden Einsatz von Personal und Material, bei der Auslastung von Produktionsanlagen oder bei der Planung von Transportwegen und Zulieferung – Methoden der mathematischen Optimierung helfen, unternehmerische Entscheidungen zu treffen, Prozesse zu verbessern und Kosten zu sparen. Typische Anwendungsfelder sind

- Packungs- und Zuschnittprobleme: Textilien, Leder, Bleche, Bauteileanordnung, Containerbeladung
- Logistik: Transportoptimierung, Tourenplanung, Standortwahl
- Produktion: Maschinenbelegung, Arbeitspläne, Materialverbrauch
- Planung: Flächen- und Raumnutzung, Platzierung von Sicherungsanlagen, Kommunikationsnetze

Beispielsweise bei der Bahn wird durch eine Optimierung versucht, die Anzahl der eingesetzten Züge zu verringern und durch möglichst günstige Takt- und Anschlusszeiten die Reisezeiten kurz zu halten (ZIMMERMANN et al., 1998).

Managementsysteme sind oftmals dann gefragt, wenn konkurrierende Nutzungen vorliegen und die Nutzung so gesteuert oder auch optimiert werden muss, dass die Interessen aller Nutzer gewahrt werden. Ein wichtiger Bestandteil von Managementsystemen ist die Erarbeitung von Bewirtschaftungsrichtlinien, die ein klassisches Instrument in der Wasserwirtschaft sind. Bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen können Managementsysteme im kleinräumigen Maßstab (z.B. auf Einzugsgebietsebene von Brunnen) oder auch auf überregionaler Ebene eingesetzt werden, wie dies beim Flusseinzugsgebietsmanagement geschieht (z.B. BARTHEL et al., 2004). Bei diesen Managementsystemen kommen oftmals Grundwassermodelle zum Einsatz, mit denen Variantenrechnungen durchgeführt werden, die dann wiederum zur Erstellung von Bewirtschaftungsrichtlinien verwendet werden. Die Einarbeitung von mathematischen Verfahren zur Abgrenzung der Variante und zur Optimierung erfolgt nicht. Als sogenannte Vorhersagemodelle wurden Grundwassermanagementsysteme insbesondere zur Abschätzung des Transports von Wasserinhaltsstoffen entwickelt. Wie in HOFMANN (2000) dargestellt, dienen diese Managementsysteme zur Risikoabschluss bei Störfällen. Ein anderes Beispiel für ein Vorhersagesystem aus der Wasserwirtschaft sind die Hochwasservorhersagemodelle, wie diese z.B. für das Rheineinzugsgebiet eingesetzt werden.

Die Risikoanalyse wurde als Methode zur Beurteilung der Nutzungsverträglichkeit bei unvollständiger Informationslage entwickelt (BACHFISCHER, 1978). Hier werden für die Verursa-

cher auf der einen und die Betroffenen auf der anderen Seite Indikatoren gebildet und in einer Präferenzmatrix bewertet. Die Weiterentwicklung dieser Methode findet heute bei der Umweltverträglichkeitsprüfung Einsatz (SCHOLLES, 1998). Die Risikoabwägung im Bereich Grundwasser spielt vor allem bei der Altlastensanierung eine wichtige Rolle. Dabei geht es im wesentlichen um die optimale Platzierung von Abwehrbrunnen und die Quantifizierung der Datenunsicherheit im Hinblick auf die Untergrundverhältnisse (z.B. RAIMONDE et al., 1998)

Das Verfahren der Parameter-Bestimmung mit Hilfe von Optimierungsverfahren findet im Bereich der hydraulischen Modellierung insbesondere im Grundwasser eine breite Anwendung. Hier werden mit Hilfe eines mathematischen Algorithmus Systemparameter automatisch ermittelt, wobei durch den Benutzer die Bandbreite der Parameter eingeschränkt werden kann. Für dieses Verfahren sind in der Literatur mehrere Verfahren und Programme beschrieben. Allerdings beschränken sich die meisten Programme auf die Schätzung von speziellen Parametern, die im Rahmen der Eichung der hydraulischen Modelle ermittelt werden müssen. Dies sind im Bereich Grundwasser vor allem die Durchlässigkeiten, die Speicherkoeffizienten oder die Leakagefaktoren, die durch eine inverse Modellierung bestimmt werden (z.B. POETER & HILL, 1998). Eine Ausnahme bildet das Programm PEST (DOHERTY, 2000). Hier können beliebige Parameter optimiert werden, für die ein funktionaler Zusammenhang zwischen Bewertungs- und Optimierungsgröße definiert werden kann. Dieser funktionale Zusammenhang kann ein hydraulisches Modell, eine beliebige Funktion oder eine aus Messwerten abgeleitete Information sein.

Die obige Zusammenstellung zeigt deutlich, dass die Optimierung der Grundwasserströmungsverhältnisse im Hinblick auf die Wasserverfügbarkeit für Natur, Landwirtschaft und Wasserversorgung Neuland ist. Die dafür notwendigen mathematischen Optimierungsalgorithmen sind bereits vorhanden und in unterschiedlichsten Anwendungen erprobt.

2.7 Optimierungssystem

2.7.1 Grundlagen

Optimierung bedeutet im Allgemeinen die bestmögliche Festlegung von Größen, Eigenschaften, zeitlichen Abläufen etc. Dem Begriff „bestmögliche“ liegt dabei eine ganz bestimmte Sichtweise zu Grunde. Optimierungsaufgaben können bei Prozessabläufen anstehen, sofern Steuer- oder Optimierungsgrößen die Prozessabläufe beeinflussen können. Eine sehr einfach zu definierende Aufgabe kann es hierbei sein, Prozesskosten zu minimieren. Für diese Aufgabenstellung muss der Zusammenhang zwischen Prozesskosten und Prozessablauf bekannt sein. Um diesen optimieren zu können (z.B. durch Minimierung der Kosten), muss dieser Zusammenhang mathematisch definiert werden. Im vorliegenden Fall, bei dem die Grundwasserentnahmen so optimiert werden sollen, dass diese zu einem größtmöglichen Gesamtnutzwert führen, wird der mathematische Zusammenhang über die Grundwasserhydraulik und das Bewertungssystem hergestellt. Die Grundwasserhydraulik lässt sich

über analytische Lösungen oder mit Hilfe eines Grundwassermodells bestimmen. Führt man diese mathematischen Zusammenhänge zwischen Grundwasserentnahme und Bewertungsgröße zusammen, so lässt sich dies in allgemeiner Schreibweise wie folgt darstellen:

$$Xb = c \quad \text{Gl. 2.1}$$

Wobei X eine Matrix ist, die den physikalischen Zusammenhang zwischen der Entnahme b und den Systemantwort c , die die Bewertungsgrößen darstellen, herstellt. Die Optimierungsaufgabe besteht nun darin, die Entnahme b so zu wählen, dass die Systemantwort c den Zielvorgaben c' entsprechen. Die Zielvorgaben c' sind die maximalen Zielerfüllungsgrade und sind zu 100% bzw. 1 definiert. Da es physikalisch nicht möglich sein wird, die Zielvorgaben vollständig zu erfüllen, besteht die Optimierungsaufgabe darin, den Unterschied zwischen der Systemantwort c und den Zielvorgaben c' zu minimieren. Deshalb wird bei der Optimierungsaufgabe auch von einem Minimierungsproblem gesprochen. Setzt man in Gl. 3.4 die Zielvorgaben c' ein, so lässt sich die sogenannte objective function bestimmen, die den Unterschied zwischen den Zielvorgaben c' und den Bewertungsgrößen $c=Xb$ in Abhängigkeit der Entnahmen b wiedergibt:

$$\Phi = (c' - Xb)' (c' - Xb) \quad \text{Gl. 2.2}$$

Für die Minimierung dieser objective function stehen verschiedene Lösungsverfahren zur Verfügung. Im Forschungsprojekt wurde das von DOHERTY (2000) entwickelte Programm PEST verwendet.

2.7.2 Gewähltes Optimierungsprogramm

Das hier eingesetzte Programm PEST (Parameter ESTimation) verwendet eine nicht-lineare Optimierungstechnik, bekannt als die Gauss-Marquardt-Levenberg Methode (DOHERTY, 2000). Der Optimierung liegt eine iterative Vorgehensweise zu Grunde. Die grundsätzliche Stärke der Gauss-Marquardt-Levenberg Methode liegt in der Tatsache, dass Parameter in weniger Iterationsschritten angenähert werden können als bei jeder anderen Methode.

Zu Beginn jeder Iteration wird hier die Beziehung zwischen Systemparametern und Zielvorgaben als Taylorreihe entwickelt. Hierfür müssen die Abhängigkeiten der Bewertungsgrößen von den Systemparametern kontinuierlich differenzierbar sein. Ist die Zahl der Bewertungsgrößen gleich der Zahl der Systemparameter, so ist eine eindeutige Lösung vorhanden. Meist gibt es allerdings mehr mögliche Kombinationen zwischen Systemparametern und Bewertungsgrößen, das System ist somit überbestimmt. Die Differenz stellt hierbei den Freiheitsgrad des Problems dar. Zunächst wird jeder zu variierende Systemparameter (Entnahme) in einem vom Benutzer vorgegebenen Rahmen verändert. Jedes Ergebnis der Iterationsschritte wird ausgewertet, die Differenz zwischen Bewertungsgröße und Zielvorgabe ermittelt und auf dieser Grundlage die Veränderung der Systemparameter (Entnahmen) für erneute Iterationsschritte vorgegeben. Dieses Vorgehen wird als Vorwärtsdifferenzenverfahren be-

zeichnet. Bei Annäherung an die richtige Lösung wird dann von Vorwärts- auf Zentrale Differenzen umgestellt, da dies eine Beschleunigung erlaubt. Hierfür werden innerhalb einer Optimierung die Systemparameter in zwei Rechenläufen um den gleichen Wert verkleinert und vergrößert und dann das Optima bestimmt. Die Annäherung an das globale Minima läuft dabei entsprechend dem in Abb. 2.1 dargestellten Schema ab. Günstige initiale Parametersets beschleunigen die Optimierung und verringern die Gefahr, dass ein lokales Minima gefunden wird.

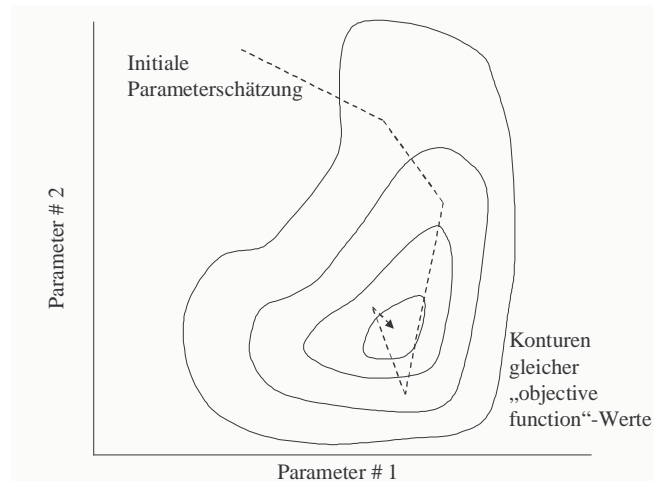


Abb. 2.1: Iterative Parameterbestimmung des Minimums der objective function

In jedem Optimierungsprozess gibt es außer den Hauptoptimierungsgrößen auch noch Werte, die nicht in den Optimierungsvorgang mitaufgenommen werden können, die aber für die Bewertung bei Erreichen bestimmter Grenzwerte ein Ausschlusskriterium bilden. Im Optimierungsprozess muss ausgeschlossen werden können, dass ein Ergebnis, bei dem die Nebenbedingungen nicht eingehalten werden können, als gut bewertet wird. Bei Wasserentnahmen können das zum Beispiel das vorhandene Wasserrecht oder eine Mindestentnahme aus betrieblichen Gründen sein. Solche Größen gehen als Nebenbedingungen in den Optimierungsprozess mit ein.

2.7.3 Beurteilung der Optimierungsgüte

In den meisten Aufgaben zur Optimierung sind die Systemparameter korreliert, da ein räumlicher Zusammenhang gegeben ist, so dass im Verlauf der Optimierung lineare Kombinationen der Parameter einfacher geschätzt werden können. In solchen Fällen ist auch bei einer vergleichsweise kleinen objective function die Varianz der Systemparameter hoch. Ist die Korrelation zu hoch, wird die Koeffizientenmatrix singulär und die Parameterschätzung unmöglich. Im Optimierungsprozess wird versucht, die objective function bis zu ihrem Minimum abzusenken, um das optimale Parameter-Set herauszufinden. Eine Aussage über die Güte der Anpassung ist also über den Wert der objective function möglich. Eine andere Möglichkeit, die Anpassungsgüte darzustellen, ist der Korrelations-Koeffizient R . Dieser ist unabhängig von der Anzahl der Optimierungsparameter und der Gewichtung. Mit ihm ist es möglich, verschiedene Optimierungsergebnisse direkt miteinander zu vergleichen. Der bestmögliche Korrelationskoeffizient ist Eins. Generell sollte R größer 0,9 sein. Der Korrelationskoeffizient R berechnet sich nach:

$$R = \frac{\sum (w_i c'_i - m')(w_i c_i - m)}{\left[\sum (w_i c'_i - m')(w_i c'_i - m') \sum (w_i c_i - m)(w_i c_i - m) \right]^{1/2}} \quad \text{Gl. 2.1}$$

mit:

- c_i = vom Bewertungssystem berechnete Bewertungsgröße
 c'_i = Zielvorgabe der Bewertungsgröße
 m_i = gewichteter Mittelwert der berechneten Bewertungsgrößen
 m'_i = gewichteter Mittelwert der Zielgrößen
 w_i = Gewicht der einzelnen Bewertungsgrößen

Das Gewicht der einzelnen Bewertungsgrößen berechnet sich nach dem hierarchischen Bewertungssystem. Dabei wird das Gewicht der einzelnen Bewertungsgrößen mit den Gewichten der Zielebenen multipliziert. Da die Zielgrößen c'_i jeweils 100% bzw. 1 betragen, ist das gewichtete Mittel der Zielgrößen m'_i ebenfalls 100% bzw. 1. Dadurch vereinfacht sich die Berechnung des Korrelationskoeffizienten wie folgt:

$$R = \frac{\sum (w_i - 1)(w_i c_i - m)}{\left[\sum (w_i - 1)(w_i - 1) \sum (w_i c_i - m)(w_i c_i - m) \right]^{1/2}} \quad \text{Gl. 2.2}$$

2.8 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurden die theoretischen und mathematischen Grundlagen für das Bewertungs- und Optimierungssystem dargelegt. Als Bewertungsverfahren für die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung wurde das multikriterielle Bewertungsverfahren Composite Programming ausgewählt. Dieses weist gegenüber den anderen untersuchten Verfahren wesentliche Vorteile im Hinblick auf die untersuchte Fragestellung auf.

Die Methodik des gewählten Bewertungsverfahrens wurde vorgestellt. Von besonderer Bedeutung für eine zielführende Bewertung von Grundwasserbewirtschaftungsalternativen sind:

- die Festlegung eines problemadäquaten Zielsystems,
- die Ermittlung objektiv nachvollziehbarer Zielfunktionen,
- die Vergabe von Gewichtung- und Kompensationsfaktoren,
- die Anwendung von Ausschlusswerten für die Bewertung.

Als Optimierungsmethode wird die nichtlineare Parameterschätzung ausgewählt, die auf der Gauss-Marquardt-Levenberg Methode beruht. Die Stärke dieser Methode liegt in der Tatsache, dass die Gütefunktion für die Optimierung (objective function) in weniger Modellläufen minimiert werden kann als bei jeder anderen Methode. Die Methode minimiert die aus dem Bewertungssystem resultierenden Differenzen zwischen den berechneten Bewertungsgrößen und deren Zielgrößen.

3 INFORMATIONEN- UND DATENGRUNDLAGEN

3.1 Überblick über den Untersuchungsraum

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Donauniederung ca. 15 km nordöstlich von Ulm und stellt den baden-württembergischen Anteil des Gesamtökotops Donauniederung dar, welches sich von Neu-Ulm bis Donauwörth entlang der Donau erstreckt. (HAAKH & SCHMID, 1996; ZETTLER et al., 1998). Es gilt zusammen mit dem südöstlich daran anschließenden, bayerischen Teil (dort Donaumoos genannt) als das größte geschlossene Niedermoorgebiet im süddeutschen Raum (HAAKH & SCHMID, 1996).

Nach Nordwesten hin wird das Untersuchungsgebiet durch die Ausläufer der Schwäbischen Alb begrenzt, insgesamt umfasst das Untersuchungsgebiet eine Fläche von 55,84 km². Die mittlere Höhe beträgt ca. 450 m ü. NN.

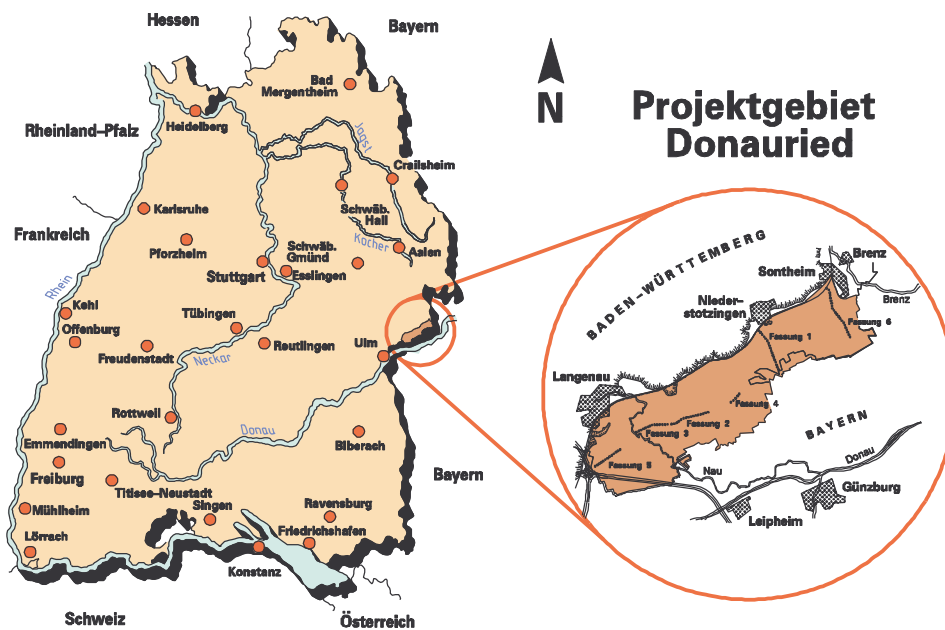


Abb. 3.1: Lage des Projektgebiets

Das Grundwassereinzugsgebiet des Untersuchungsgebiets von über 400 km² erstreckt sich vom Donauniederung bis zur Karstwasserscheide auf der Hochfläche der Schwäbischen Alb (Abb. 3.2). Das Wasserdargebot stammt vor allem aus unterirdischen Zuflüssen der Schwäbischen Alb (Karstwasser) sowie dem im Donauniederung versickernden Niederschlagswasser. Das jährliche Wasserdargebot beträgt im Mittel rund 130 Mio. m³ (Abb. 3.3).

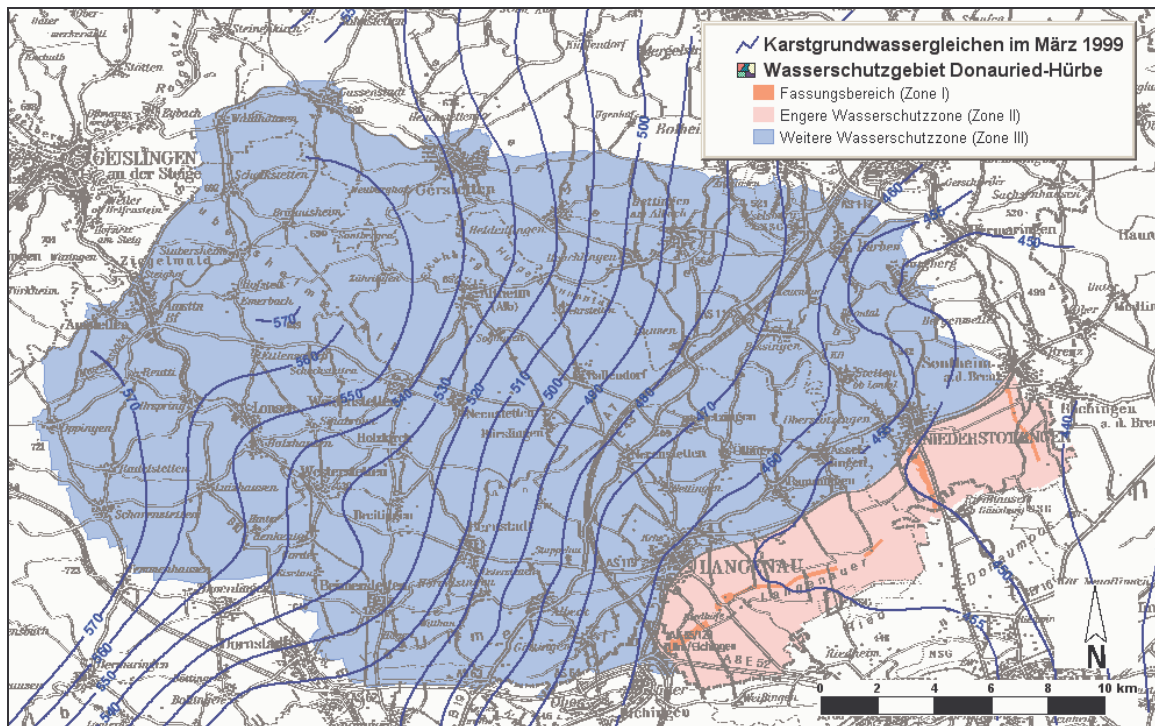


Abb. 3.2: Das Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe

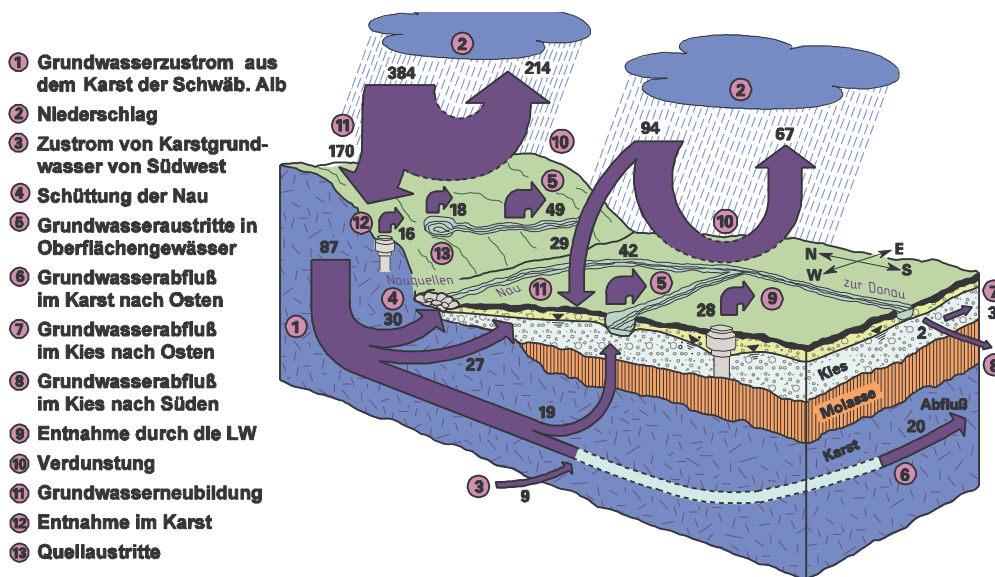


Abb. 3.3: Wasserbilanz des Donaurieds

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Fassungsbereiche und die engere Wasserschutzzone des Wasserschutzgebiets Donauried-Hürbe sowie das südlich daran anschließende, auf bayrischer Seite liegende Naturschutzgebiet „Leipheimer Moos“ (Abb. 3.4). Im folgenden wird für das Untersuchungsgebiet der Einfachheit halber auch der Begriff „Donauried“ verwendet.

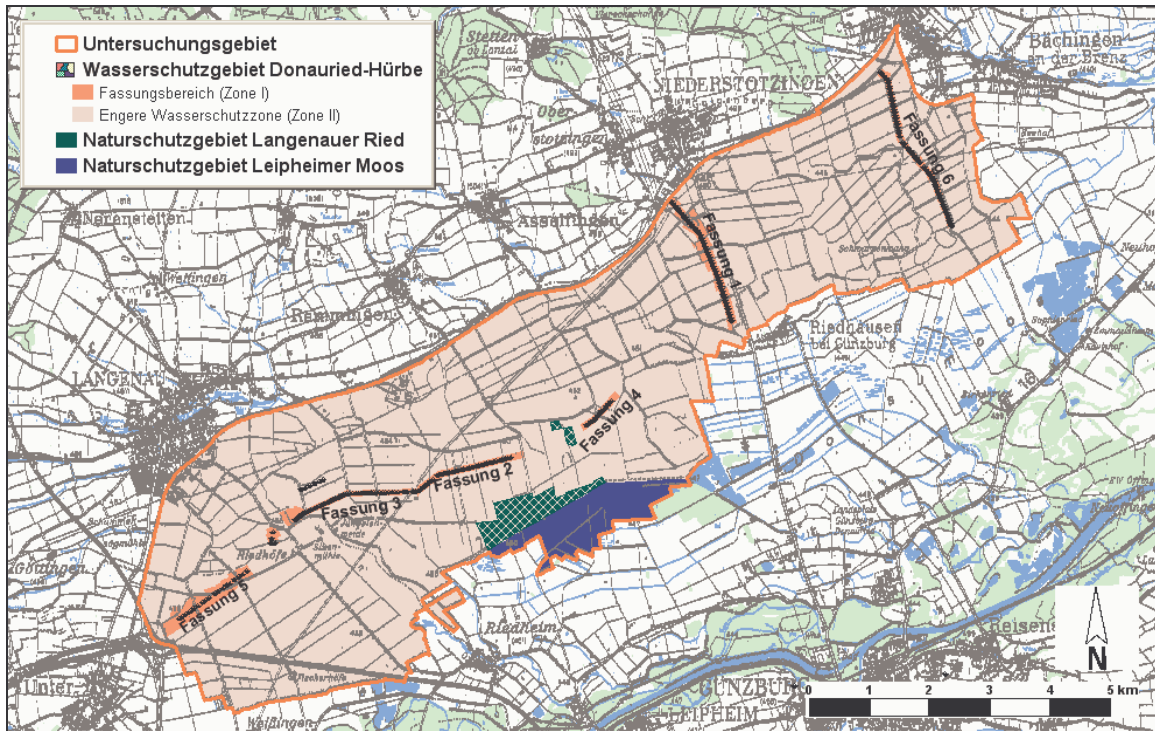


Abb. 3.4: Übersicht über das Untersuchungsgebiet

3.1.1 Klima

Der Niederschlag nimmt im Wassereinzugsgebiet des Donaurieds von Nordwesten (Schwäbische Alb: gebietsweise über 1000 mm jährlich) nach Südosten (Klimastation Langenau: 751 mm jährlich (1977-2003)) ab. Aufgrund der Verteilung der mittleren Monatsniederschläge im Jahresverlauf handelt es sich um einen Sommerregentypus (HAAKH & SCHMID, 1996) mit hohen Sommer- und geringen Winterniederschlägen.

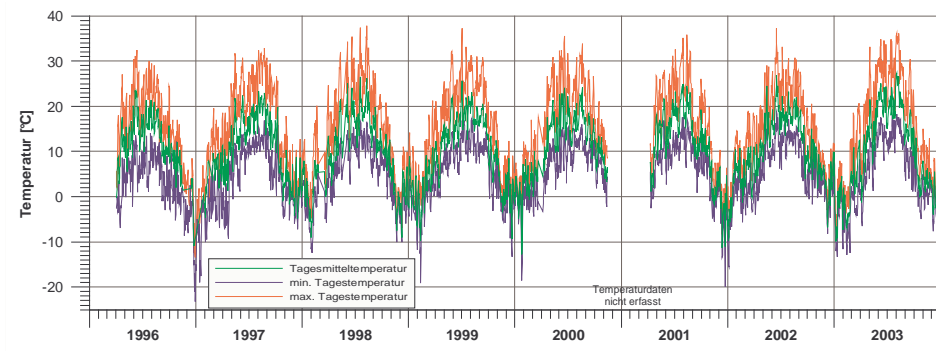


Abb. 3.1: Verlauf der Lufttemperatur am Wasserwerk Langenau

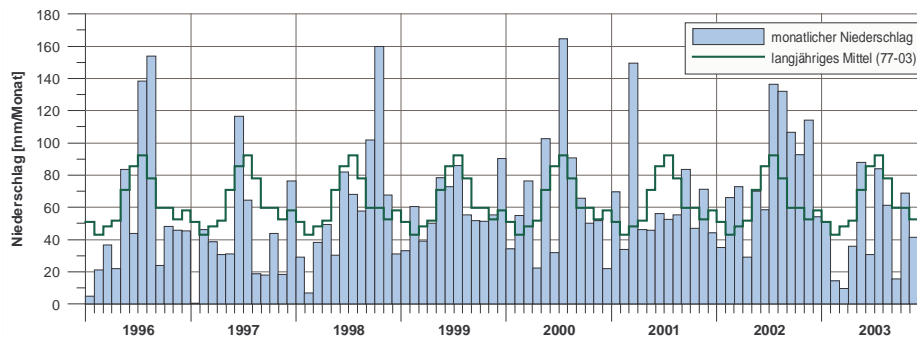


Abb. 3.2: Niederschlagsverteilung am Wasserwerk Langenau (westliches Donauried)

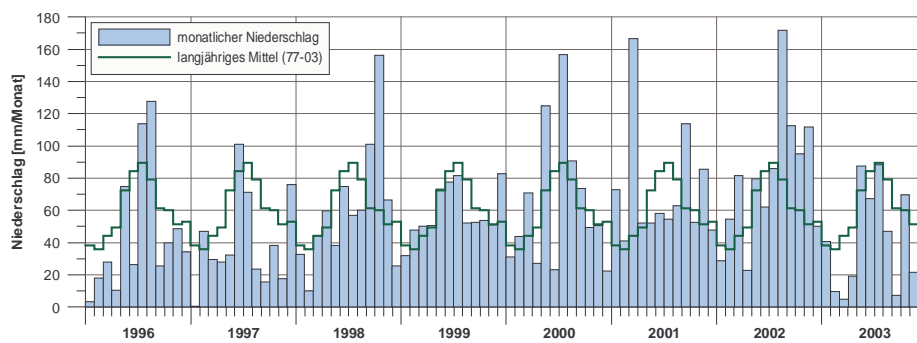


Abb. 3.3: Niederschlagsverteilung am Vorpumpwerk Niederstotzingen (östliches Donauried)

Zwischen dem westlichen und östlichen Donauried gibt es bezüglich der Niederschlagsverteilung und -intensität praktisch keinen Unterschied. Abb. 3.2 und Abb. 3.3 zeigen die charakteristischen Jahrgänge an den Niederschlagsmessstationen Wasserwerk Langenau (im Mittel 751 mm/a) und Vorpumpwerk Niederstotzingen (im Mittel 720 mm/a). Deutlich zu erkennen sind die relativ hohen Niederschläge in den Monaten Mai bis August.

Überlagert man der Niederschlagsverteilung die potenzielle Evapotranspiration (berechnet nach dem Penman-Wendling-Verfahren; EMMERT et al., 2000), so wird weiterhin deutlich, dass das Donauried (mit Ausnahme der extrem trockenen Jahre 1997 und 2003) in den meisten Jahren eine positive klimatische Wasserbilanz aufweist (im Zeitraum 1993 bis 2003 im Mittel +171 mm/a). Aus dem langjährigen Mittel wird zudem ersichtlich, dass v.a. in den Wintermonaten ein Wasserüberschuss herrscht, der zur Grundwasserneubildung aus Niederschlag beiträgt (Abb. 3.4).

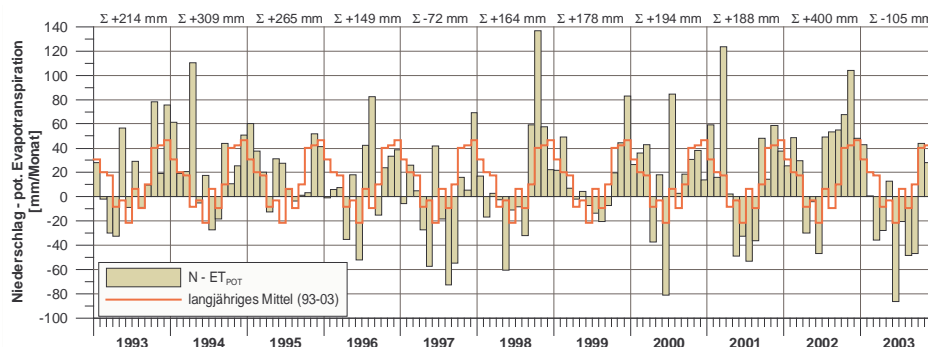


Abb. 3.4: Klimatische Wasserbilanz für das Donauried

3.1.2 Geologie

Der Kiesgrundwasserleiter des Donaurieds wird durch mächtige Weißjuraschichten unterlagert, die den ergiebigen Kiesgrundwasserleiter mit Grundwasser speisen. Im Weißjurakarst übernimmt der Kimmeridge-Mergel (ki1) die Funktion einer Sohlschicht unter den verkarstungsfähigen Weißjura-Kalken (Verkarstungsbasis). Er besteht teilweise aus verschwammten, aber insgesamt deutlich geschichteten Mergel-, Kalkmergel- und Kalksteinen und weist eine Mächtigkeit von 40 – 45 m auf. Die darüber lagernde Schicht des Mittelkimmeridge-Kalk (ki2) besteht aus geschichteten Felsenkalken mit einer Mächtigkeit 40 – 60 m. Die Unteren Felsenkalke (ki2) werden großflächig von aus Algen- und Schwammriffen entstandenen Massenkalk überlagert, der eine Mächtigkeit von 30 bis zu 200 m hat und bis an die Fazies des Thitons (tiZ/tiH) heranreicht. Während des Thitons entstanden zwischen den weiterwachsenden Riffen der Massenkalkfazies ausgedehnte Ablagerungsräume geschichteter Fazies (Mächtigkeiten bis zu 160 m), in denen kalkige und tonig-mergelige Schichten zur Ablagerung kamen:

- tiZ: Zementmergelschichten mit Zwischenkalken
- tiH: Hangende Bankkalke
- tiL: Liegende Bankkalke.

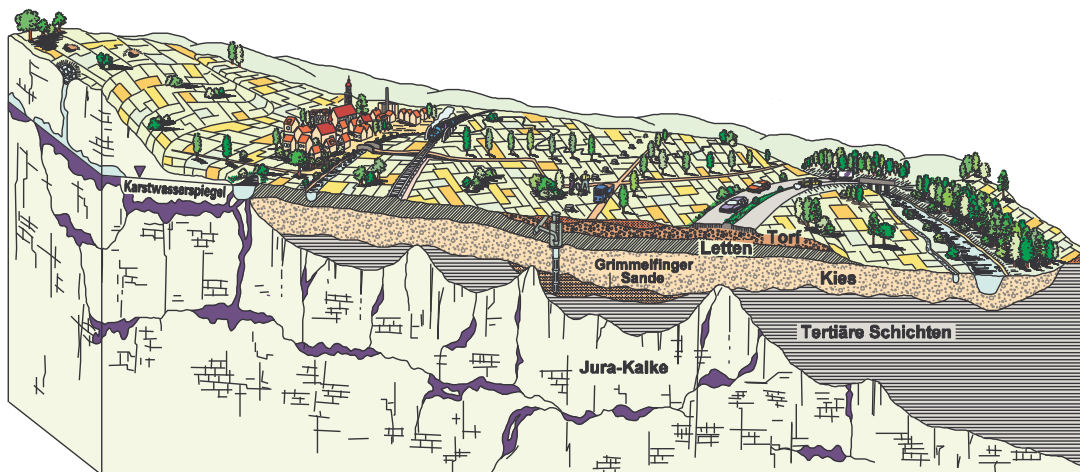


Abb. 3.1: Schematischer geologischer Schnitt durch das Donauried (N-S)

Während im Norden bis Nordosten der Hochflächen der Schwäbischen Alb die Weißjura-Kalkgesteine teilweise offenliegen (Offener Karst) oder von geringmächtigen Lehmschichten bedeckt sind, werden sie nach Südosten hin zunehmend von Resten der tertiären Molasse (tertiäre Sedimentablagerungen aus der Zeit der Gebirgsfaltung der Alpen) überlagert (Überdeckter/Tiefer Karst). Darüber liegt der Kieskörper des Donaurieds. In südlicher und südöstlicher Richtung nimmt die Mächtigkeit der Molasse zu und unterlagert den Kieskörper der Donau. Die Molasseschicht bildet mit zunehmender Mächtigkeit eine hydraulische Trennschicht zwischen dem unterlagernden Weißjurakarst und dem überlagernden Kiesaquifer. Auf den wasserundurchlässigen Auenlehmschichten über dem Kiesgrundwasserleiter des Donautals konnte sich infolge hoher Grundwasserstände in der Nach-Würmeiszeit ein Niedermoor entwickeln.

3.1.3 Hydrogeologie

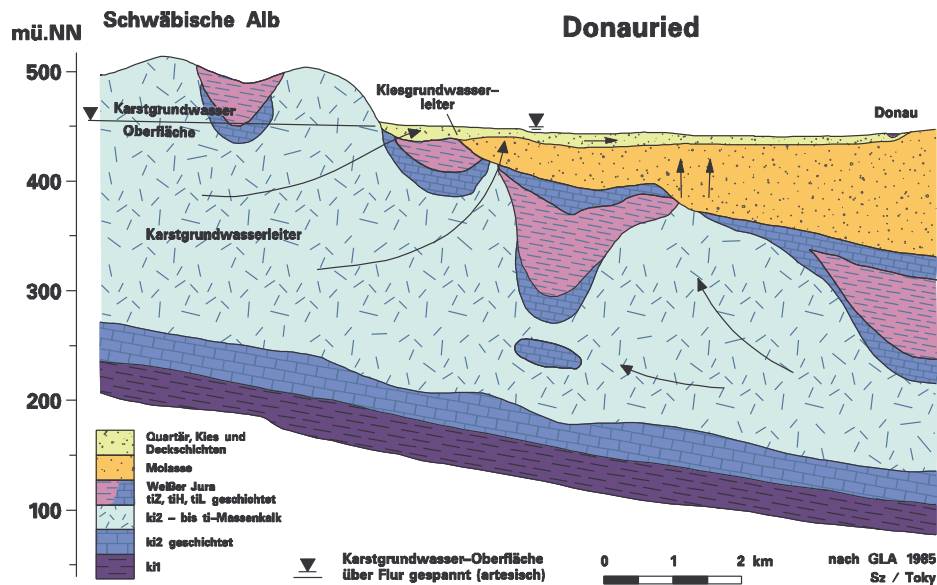


Abb. 3.1: Hydrogeologischer Schnitt durch das Donauried von der Schwäbischen Alb bis zur Donau (N-S)

Bedingt durch den geologischen Aufbau sind die Grundwasserströmungsverhältnisse im Donauried und dessen Einzugsgebiet sehr komplex (EMMERT et al., 2000). Am Fließsystem sind quartäre Ablagerungen (Niedermoortorf, schluffig-tonige Deckschichten unterschiedlicher Genese und großflächige Ablagerungen sandiger Kiese), Ablagerungen der tertiären Molasse sowie die verkarsteten Bank- und Massenkalk der Schwäbischen Alb beteiligt (Abb. 3.1).

- **Karst:** Die Kalksteine der Weißjuraschichten sind grundsätzlich verkarstungsfähig. Basis der Verkarstung ist die Grenze zwischen geschichteter und massiger Fazies (ki2). In der Regel sind die Massenkalke stark verkarstet, da sie eine besonders hohe Reinheit aufweisen (örtlich bis zu 99 % Karbonatgestein). Die Grenzfläche ki1/ki2 repräsentiert die Schichtlagerung der Oberjuratafel und fällt von Nordwesten nach Südosten relativ gleichmäßig mit 1-2% Gefälle ein. Der Karst stellt einen ergiebigen Grundwasserleiter mit einem jährlichen Zustrom von etwa 87 Mio. m³ dar (vgl. Abb. 3.3). Die Landeswasserversorgung entnimmt seit 2003 im Bereich der Fassung 5 aus zwei Tiefbrunnen Karstgrundwasser zum Zwecke der Trinkwasserversorgung.
- **Molasse:** Etwa ab der Donau bei Ulm, ab dem westlichen Riedrand und unter dem Ried ab 1 bis 2 km südlich der Grenze Schwäbische Alb/Donauried werden die Oberjuragesteine großflächig mit nach Süden keilartig bis auf etwa 150 m unter der Donau zunehmender Mächtigkeit an Molasse überlagert. Die Molasse setzt sich aus verschiedenen Ablagerungen der Oberen Süßwassermolasse, der Brackwassermolasse sowie der Unteren Süßwassermolasse zusammen und bewirkt mit zunehmender Mächtigkeit eine verstärkte bis vollständige hydraulische Trennung des Karstaquifers vom übergelagerten Kiesaquifer. Die Molasseablagerungen können daher als Gering- bis Nichtleiter bezeichnet werden.

- **Kies:** Der Kiesaquifer wird aus sandigen Kiesen vorwiegend alpiner Herkunft mit einer Mächtigkeit von meist 4 bis 8 m, teilweise auch unter 2 m und über 10 m Mächtigkeit aufgebaut. Die Ablagerung erfolgte in drei Phasen, die auch morphologisch und nach den Deckschichten über den Kiesen meist deutlich abgegrenzt sind:
 - Hochterrasse im Norden des Rieds, nach Süden begrenzt durch die Terrassenkante
 - Niederterrasse mit mineralischen und organischen Deckschichten aus Anmoor und Niedermoor-Torf
 - Donau-Aue (holozäner Auenbereich entlang der Donau mit umgelagerten Kiesen und feinsandig-schluffiger Überdeckung)
- Am Nordrand des Donaurieds lagern die Kiese der Hochterrasse in schwach rinnenartigen Strukturen teils direkt auf Oberjura, teils auf Resten der Molasse. Nach Süden hin in eher weitgespannten, flachen, zur Donau führenden Senken durchgehend auf Molasse. Mit Ausnahme der beiden Karstbrunnen sind alle Brunnen in dem sehr ergiebigen Kiesgrundwasserleiter (Hochterrasse und Niederterrasse) verfiltert.
- **Torf:** Im Bereich der Niederterrasse wird der Kiesaquifer teilweise von einem im Mittel ca. 2 m, maximal bis 5 m mächtigen Torfaquifer überlagert. Zwischen Kies und Torf liegen bereichsweise gering durchlässige mineralische Deckschichten, die den Wasserhaushalt des Torfs vom Kies abkoppeln.

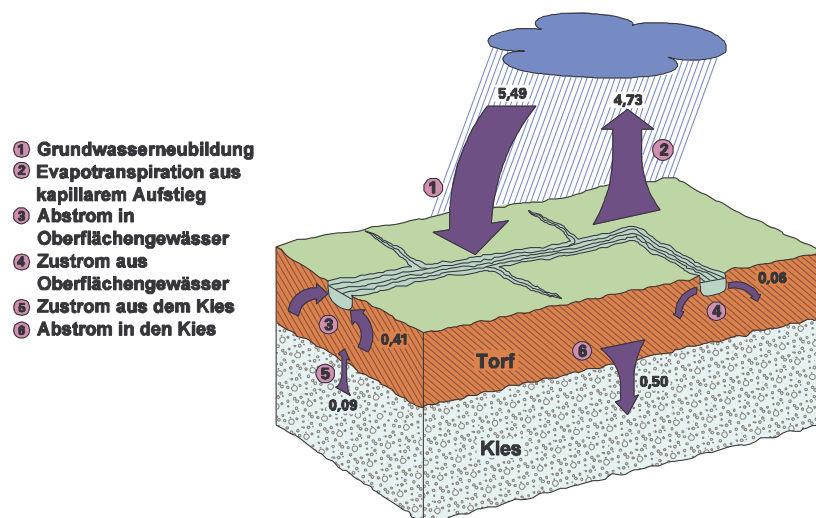


Abb. 3.2: Wasserbilanz des Torfaquifers

Der Kiesaquifer im Donauried wird hauptsächlich von Karstgrundwasser gespeist, das im Bereich der Schwäbischen Alb aus Niederschlag neu gebildet wird, dem Schichtfallen nach SO folgend Richtung Vorflut (Donau) fließt und am Nordrand des Rieds teilweise direkt, teilweise durch geringmächtige Molasse in den Kiesaquifer aufsteigt und in diesem abströmt. Die Grundwasserneubildung aus Niederschlag und versickerndes Oberflächenwasser im Ried selbst stellen weitere Zuflusskomponenten zum Kies dar. Die Vorflut bilden die Gewässer und Entwässerungsgräben im Donauried. Die Entnahme von Grundwasser ist eine weitere Abflusskomponente. Im Torfaquifer ist die vorwiegend vertikale Strömung vom Niederschlag und vom Austausch von Grundwasser mit dem darunter liegenden Kiesaquifer geprägt (Abb. 3.2; EMMERT et al., 2000).

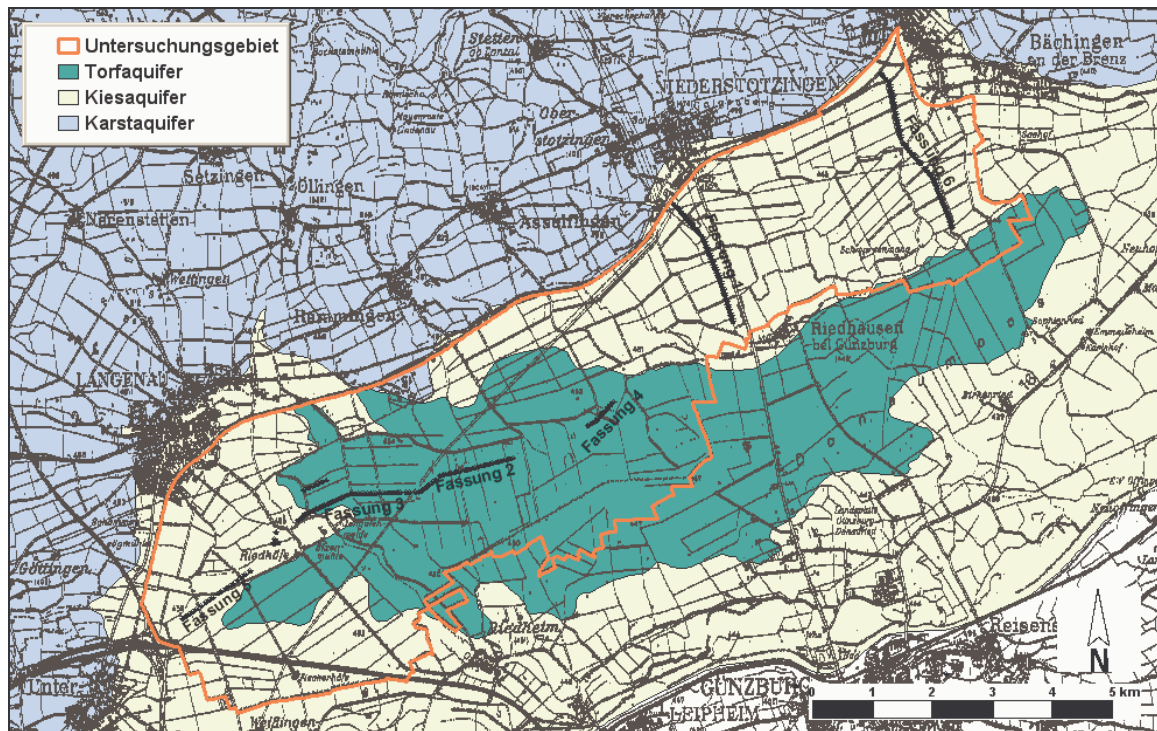


Abb. 3.3: Verbreitung der hydrogeologischen Einheiten im Untersuchungsgebiet (Q: kup)

3.1.4 Böden

Die Böden und die mineralischen Deckschichten über dem Kiesaquifer des baden-württembergischen Donaurieds wurden 1989 vom Geologischen Landesamt im Maßstab 1:10.000 kartiert (WEINZIERS, 1989). Dabei wurden die Bodentypen und die Bodenarten von 28 Bodenformationen (Kartiereinheiten) bestimmt (Abb. 3.1).

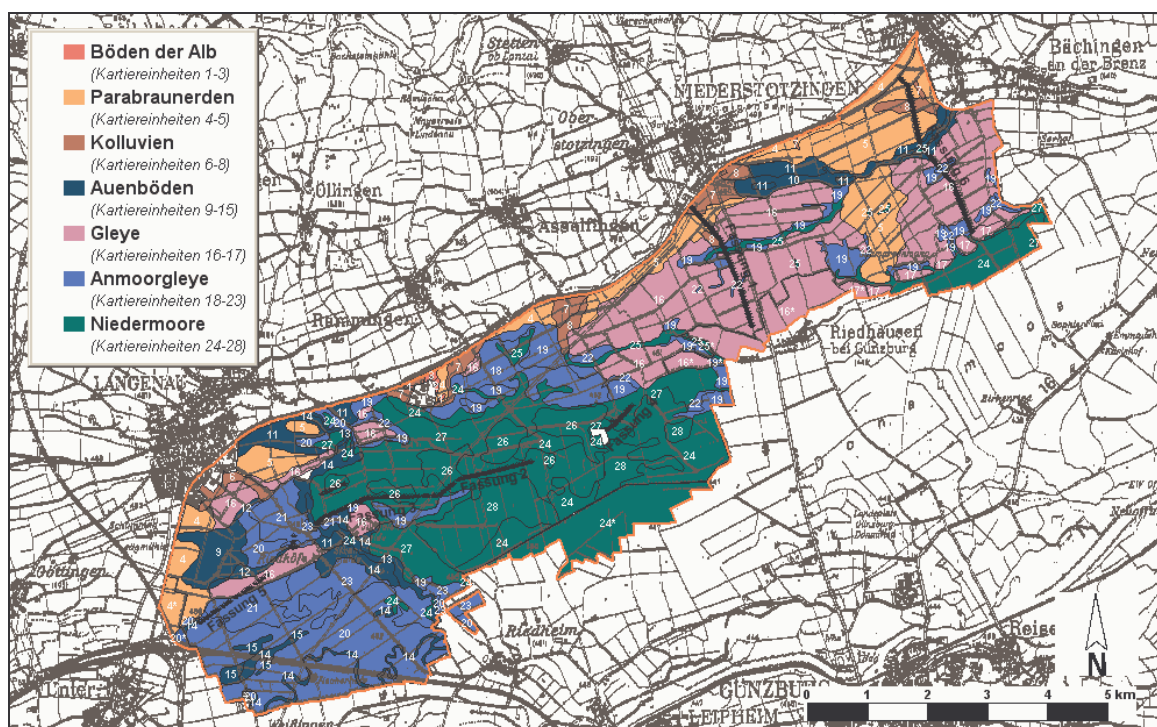


Abb. 3.1: Bodenkarte des Untersuchungsgebiets (* = vermutete Bodentypen)

Die Korngröße und damit auch die Durchlässigkeit der Deckschichten im Donauried nimmt von Norden nach Süden zu. Im Norden überwiegen Schluffe (kalkhaltiger Löß), im Süden sind die Deckschichten vorrangig von Feinsand geprägt. Nördlich der Fassungen 2 und 3 wurden tonige Sedimente abgelagert. Diese praktisch undurchlässige Tonschicht trennt die Torfschicht vom Kiesaquifer. Im östlichen sowie auch im westlichen Donauried versickert Niederschlagswasser in die schluffigen Deckschichten und Niedermoorböden und steht für die Grundwasserneubildung zur Verfügung. Die einzelnen Bodenformationen sind in Kap. 15.1 detailliert beschrieben.

Über die Hälfte des Gebietes ist den torfreichen Anmoor- (Kartiereinheiten 18 bis 23) und Niedermoorböden (Kartiereinheiten 24 bis 28) zuzuordnen, der Rest den Mineralböden. 64,2 ha (rund 1% der Gesamtfläche) sind Auffüllungen oder bebaute Flächen.

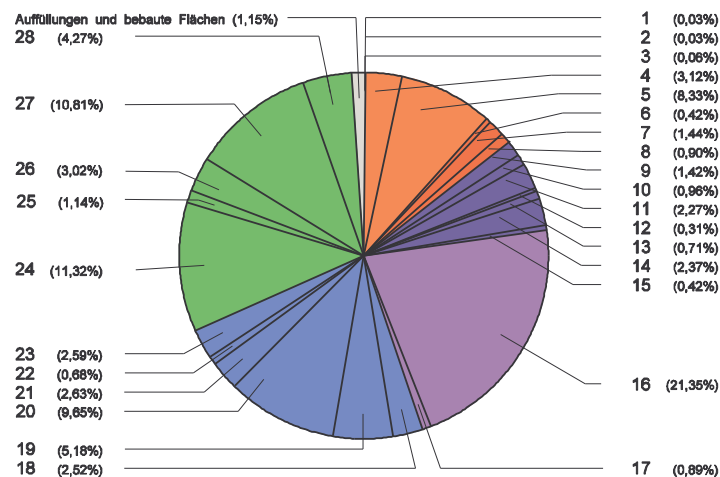


Abb. 3.2: Prozentuale Verteilung der Böden im Untersuchungsgebiet (Erläuterungen s. 15.1)

Die Bodenkarte des Geologischen Landesamts 1:10.000 (WEINZIERL, 1989) deckt nur den baden-württembergischen Teil des Untersuchungsgebiets ab. Da die Böden, wie sich später noch zeigen wird, eine zentrale Rolle bei der Festlegung der Zielfunktionen für das Bewertungssystem spielen, musste die existierende Bodenkarte in den Bereichen mit fehlender Boden-Information (Bayern) ergänzt werden.

Für die bayrische Seite liegt von Seiten des Landesvermessungsamts bislang keine Bodenkarte vor. Aus diesem Grund wurde die württembergische Karte mit Hilfe der folgenden Informationen auf die bayrische Seite erweitert:

- Ausschnitt aus einer Bodenkonzeptkarte des LVA Bayern für den Bereich nördlich des Autobahnkreuzes
- Das NSG Leipheimer Moos liegt vollständig innerhalb des Torfkörpers (Moorkarte nach Göttlich). Diesem Bereich wurde die auf baden-württembergischer Seite überwiegend anschließende Boden-Kartiereinheit „24“ zugewiesen.
- Der Bereich nördlich und westlich von Riedhausen besteht zum größten Teil aus mineralischem Bodensubstrat. Dies wird durch die N_{\min} -Probeflächen der LW in diesem Bereich bestätigt. In den tiefer liegenden Rinnen (Isolinien der Geländehöhe) wurden die An- und Niedermoorböden bis zur Grenze des WSG extrapoliert.

Die Bodenkarte wurde vom LGRB bezüglich verschiedener wasserrelevanter Größen ausgewertet. Dabei wurden die nutzbaren Feldkapazitäten (nFK) der Böden bis 1 m Tiefe bestimmt (WEINZIERL, 1991). Weiterhin wurden vom LGRB für das Forschungsvorhaben die Grenzflurabstände für verschiedene kapillare Aufstiegsraten (5, 2 und 0,2 mm/d) unter Acker- und Grünlandnutzung bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tab. 3.1 zusammengestellt.

Tab. 3.1: Auswertung der Bodenkarte für bodenwasserrelevante Größen (Bearb: Dr. Weinzierl)

Kartiereinheit gemäß Abb. 3.1	nFK [mm/m]	Grenzflurabstand für verschiedene kapillare Aufstiegsraten bis zur Unterkante des effektiven Wurzelraums [dm unter GOK]					
		Acker 5 mm/d	Acker 2 mm/d	Acker 0,2 mm/d	Grünland 5 mm/d	Grünland 2 mm/d	Grünland 0,2 mm/d
1	50 - 90						
2	140 - 200						
3	140 - 200						
4	140 - 200	11 - 15	12 - 19	14 - 27	9 - 11	10 - 15	14 - 23
5	140 - 200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
6	90 - 140	6 - 10	7 - 11	9 - 13	6 - 9	7 - 10	9 - 14
7	140 - 200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
8	140 - 200	15	16 - 19	18 - 27	11	15	19 - 23
9	140 - 200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
10	>200	13 - 15	14 - 19	16 - 23	11	15	16
11	>200	11 - 15	12 - 16	14 - 18	9 - 11	10 - 15	14 - 18
12	>200	11 - 15	12 - 16	14 - 18	9 - 11	10 - 15	14 - 18
13	>200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
14	140 - 200	16	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
15	>200	11 - 15	12 - 18	14 - 20	9 - 11	10 - 15	14 - 20
16	>200	15	19	20 - 27	11	15	19 - 23
17	>200	15	19	27	11	15	23
18	>200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
19	>200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
20	>200	11 - 15	12 - 17	14 - 19	9 - 11	10 - 15	14 - 19
21	>200	11 - 15	12 - 19	14 - 23	9 - 11	10 - 15	14 - 23
22	>200	9 - 15	10 - 19	12 - 27	9 - 11	10 - 15	12 - 23
23	>200	10 - 15	11 - 19	13 - 25	9 - 11	10 - 15	12 - 23
24	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
25	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
26	140 - 200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
27	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
28	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11

Anmerkungen:

Zu den Kartiereinheiten 1-3 waren aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten keine Angaben zum Grenzflurabstand möglich.

Effektiver Wurzelraum (W_e): Kartiereinheiten 4-23: Acker = 10 dm, Grünland = 6 dm; Kartiereinheiten 24-28 (Niedermoore): Acker & Grünland = 4-5 dm

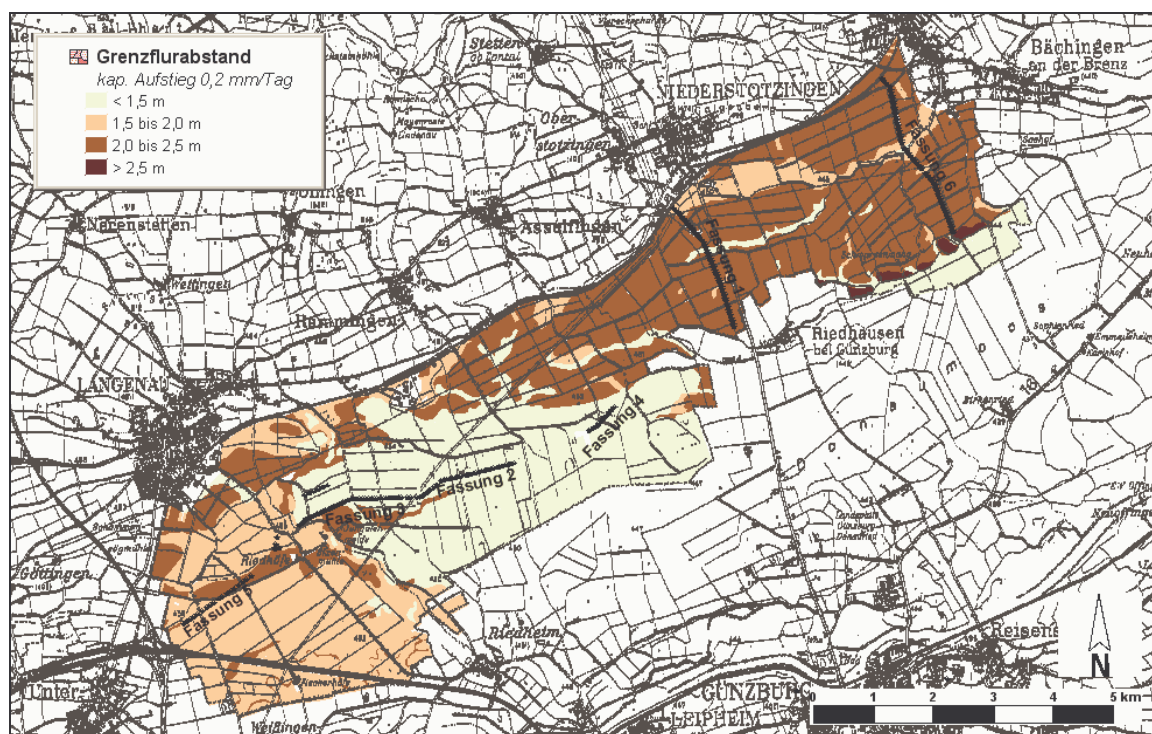


Abb. 3.3: Grenzflurabstand bei einer kapillaren Aufstiegsrate von 0,2 mm/d (Nutzung entspr. Abb. 3.1)

3.1.5 Rohstoffnutzung im Donauried

Das Donauried hat seine heutige Ausprägung erst durch die Nutzung des Menschen entwickelt. Die entscheidenden Eingriffe in den Naturhaushalt des Donaurieds und die damit verbundene Entwicklung zum heutigen Siedlungs- und Produktionsstandort sollen im folgenden geschildert werden (KAATZ, 2002).

3.1.5.1 Torfabbau

Torf diente bereits im 6. Jahrhundert als kostengünstiges Heizmaterial der Landbevölkerung. Um 1820 ging mit der aufstrebenden Hüttenindustrie der Beginn einer gewerblichen und industriellen Nutzung des Torfs einher. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde Torf als Brennstoff in der Hüttenindustrie durch Kohle ersetzt. Dieser Bedeutungsverlust hatte den Rückgang des Torfabbaus zur Folge. Mitte der 60er Jahre wurde auch die private Nutzung eingestellt.

3.1.5.2 Landwirtschaft

Impulse für eine immer weitreichendere landwirtschaftliche Erschließung des Donaurieds geben im Besonderen Jahre nach einschneidenden geschichtlichen Ereignissen sowie neue wissenschaftliche Erkenntnisse und der technische Fortschritt. Die ersten Grünlandumbrüche im 17. Jahrhundert waren notwendig, um Ackerflächen für den Haferanbau zu gewinnen, der die Ernährung der in der Landwirtschaft verstärkt eingesetzten Pferde sicherte. In der Zeit des Dreißigjährigen Krieges (1618 – 1648) fanden weitere Umbrüche des Weidelandes statt. Die Sicherstellung der Ernährung der anwachsenden Bevölkerung führte in der Viehhaltung zu einer Umstellung der Weidewirtschaft auf Stallfütterung. Der Bedarf an nahrhaften

Wiesen wuchs und mit ihm die Notwendigkeit einer weitreichenden Kultivierung des Donaurieds. Die für das Donauried charakteristischen Grünlandflächen und der Torfabbau nahmen 1910 noch über 60 Prozent der gesamten Fläche ein. Nur an der nördlichen Grenze konnte Ackerbau betrieben werden. Eine landwirtschaftliche Nutzung im südlichen Teil des Rieds war wegen den periodischen Überschwemmungen der Donau und der Nässe des Moorbodens nur bedingt möglich. Durch Eingriffe in den Wasserhaushalt (Entwässerung, Begradigung der Donau, Wassergewinnung, Kiesabbau, s.u.) konnten ehemals karge Schafweiden zu fruchtbarem Ackerland umgewidmet werden und der Ackerbau auf Nieder- und Anmoorböden sowie im Auenbereich der Donau wurde möglich. Mit der Ausbringung von wirtschaftseigenem Dünger auf die Ackerflächen wurde eine intensivere Landbewirtschaftung möglich.

Mit Beginn der 50er Jahre hat sich durch die Intensivierung der Landwirtschaft und der Umwandlung von Grünland in Ackerland unter dem Druck der kritischen Ernährungssituation nach dem Krieg der Einsatz von Dünge- und Pflanzenbehandlungsmitteln stark erhöht. Die Anzahl der Betriebe schrumpfte und die ackerbaulich bewirtschaftete Fläche und deren Nutzungsintensität nahm zu. Ende des 20. Jahrhunderts waren mehr als 60 Prozent Ackerland und der Grünlandanteil ist auf 35 Prozent gesunken (Realnutzungskartierung 1999).

3.1.5.3 Eingriffe in den Wasserhaushalt

Entwässerung

Die Erschließung des Großteils der Flächen im Donauried begann Anfang des 19. Jahrhunderts. Das Anlegen eines Grabensystems zur Entwässerung sowie der Ausbau eines Wegenetzes machte eine nahezu flächendeckende Landbewirtschaftung möglich. Die Regulierung der Entwässerung kam 1853 im Westerried zum Abschluss. Ab 1913 wurden Entwässerungsmaßnahmen im Sinne einer verbesserten landwirtschaftlichen Nutzung durchgeführt, die nach dem Ersten Weltkrieg infolge des zu bekämpfenden Ernährungsnotstandes großflächig ausgeweitet wurden. In den 60er Jahren wurden die Entwässerungsgräben bis unter die Stauschicht in den Kieskörper des Donaurieds hinein vertieft.

Begradigung der Donau

Mit der Begradigung der Donau (1806 – 1871) und ihrer Eindeichung ab 1890 war die Hoffnung verbunden, die Hochwasser- und Überschwemmungsgefahr zu verringern. Mit dieser Maßnahme ging eine Eintiefung des Flussbetts um stellenweise ein bis drei Meter einher, da durch die Flussbegradigung das Fließgefälle erhöht wurde. Um eine fortwährende Eintiefung der Donau und die dadurch hervorgerufene Absenkung des Grundwasserspiegels in der Donauaue zu unterbinden, wurden in den Jahren 1961 – 1965 sowie 1979 – 1984 insgesamt elf Staustufen, mit Wasserkraftanlagen und Stauwehren, gebaut. Die Lauflänge des einst weit mäandrierten Flusses wurde verkürzt und der Charakter eines naturnahen Fließgewässers ging mit dem Erreichen der Schiffbarmachung verloren.

Sand- und Kiesabbau

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts werden hauptsächlich die Sand- und Kiesvorkommen auf der bayrischen Seite des Donaurieds zur Baustoffgewinnung abgebaut. Ehemalige und bestehende Kiesabbauflächen nehmen eine Fläche von 2.000 ha ein.

Wassergewinnung

Die Ungleichverteilung der Niederschläge in Baden-Württemberg und das damit in unterschiedlichem Maße verfügbare Wasserdargebot machten bei steigenden Bevölkerungszahlen und zunehmender Industrialisierung die Umstellung auf eine überregionale Trinkwasserversorgung notwendig. Im Jahr 1912 wurde die Landeswasserversorgung Stuttgart gegründet. Seit 1915 werden die Grundwasservorkommen im Donauried für die Trinkwasserversorgung genutzt. Im Donauried werden jährlich circa 30 Mio. m³ Grundwasser gefördert.

Insgesamt wurden mit dem geförderten Karstquellwasser aus der Schwäbischen Alb und dem aufbereiteten Donauwasser im Jahr 2002 rund 94 Mio. m³ Trinkwasser für die Verbraucher in 250 Städten und Gemeinden in Baden-Württemberg (Abb. 3.1) und Bayern bereitgestellt. Die Abbildung verdeutlicht außerdem die extreme Situation im Jahr 2003. Aufgrund der langanhaltenden Trockenheit stieg die Gesamtwasserbereitstellung binnen eines Jahres um 8,3 Mio. m³ an und erreichte mit 102,3 Mio. m³ die höchste jemals notwendige Bereitstellung in der über 90-jährigen Geschichte der Landeswasserversorgung.

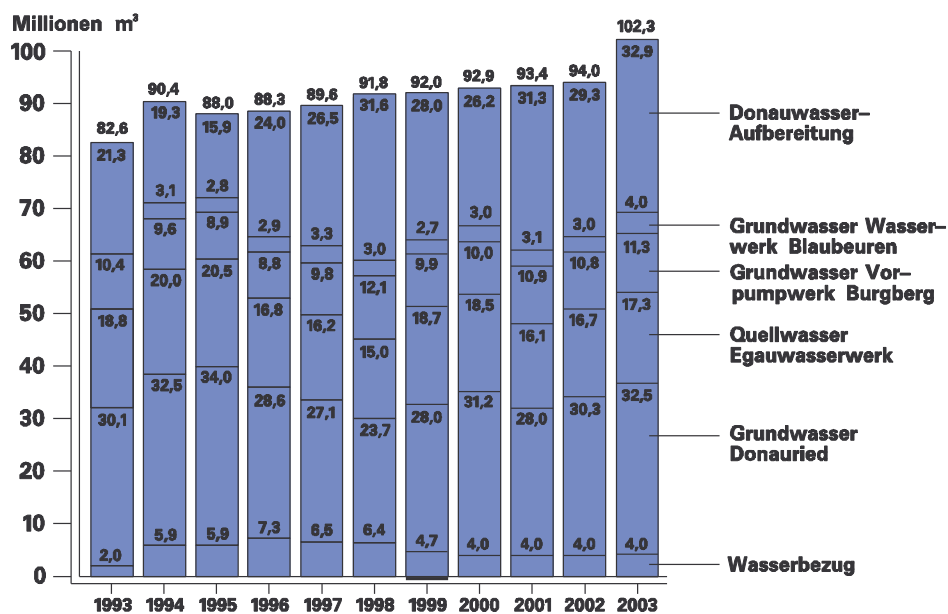


Abb. 3.1: Wasserbereitstellung aus den Gewinnungsanlagen der Landeswasserversorgung 1993-2003

3.1.5.4 Auswirkungen der Eingriffe auf das Donauried

Nieder- und Anmoorböden sind auf einen hohen Grundwasserzufluss und gleichzeitig geringen Grundwasserabfluss angewiesen und reagieren auf Entwässerungsmaßnahmen sehr empfindlich. Die Anlage von Entwässerungsgräben, der Kiesabbau im unterstromigen Bereich der Donau sowie oberstromige Trinkwasserentnahmen führten zum Absinken des Grundwasserspiegels. Die Entwässerung der Niedermoore hatte die Sackung des Moorkörpers und einen kontinuierlichen mikrobiellen Torfabbau und die damit verbundene Stickstofffreisetzung zur Folge. Insbesondere die ackerbauliche Nutzung (Pflügen) sorgt für eine gute Belüftung der Böden. Die damit verbundene Sauerstoffzufuhr erhöht die mikrobielle Aktivität und beschleunigt so den Torfabbau. Mit dieser Mineralisierung gehen eine Nährstoff- und

CO₂-Freisetzung sowie der Verlust der Speicherfähigkeit und eine zunehmende Durchlässigkeit einher. Die jährliche Mineralisationsrate liegt bei 1 – 2 % des N_{org}-Gehaltes. So betrug der mittlere jährliche Höhenverlust bei wechselnder Acker- und Grünlandnutzung in den letzten 50 Jahren 7,2 mm/a.

Durch die vielfältige Einflussnahme des Menschen sind geringe Flurabstände in der Regel nur noch in abgetorften Bereichen, bzw. in Phasen höheren Wasserdargebots (niederschlagreiche Perioden, Außerbetriebnahme der Grundwasserförderung) vorhanden. Durch die Absenkung der Grundwasserstände wurden die Voraussetzungen für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore geschaffen.

3.2 Datenerfassung von 1900 bis heute

Das erste Grundwassermessnetz im Donauried wurde im Rahmen der Vorerkundung des Grundwasservorkommens bereits in den Jahren 1900 bis 1910 eingerichtet (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997). Mit dem Ausbau der Wassergewinnungsanlagen wurde auch der Ausbau der Grundwassermessstellen kontinuierlich vorangetrieben. Heute betreibt die LW im WSG Donauried-Hürbe ca. 800 Grundwassermessstellen, die in den unterschiedlichen Grundwasserstockwerken verfiltert sind, und 218 Brunnen.

Die Brunnen sind in sechs Fassungsanlagen zusammengefasst. Die meisten Brunnen sind im ergiebigen Kiesgrundwasserleiter verfiltert. Zwei Brunnen, die zur Fassung 5 gehören, fördern seit Januar 2003 Wasser aus dem Karst.

Tab. 3.1: Übersicht über die Fassungsanlagen der Landeswasserversorgung

Fassung	Gemarkung	Inbetriebnahme (Dauerbetrieb)	Anzahl der Brunnen	wasserrechtlich bewilligte Entnahmemenge
1	Niederstotzingen	Juli 1917	46	750 l/s
2	Langenau	Juli 1918	42	750 l/s
3	Langenau	Dezember 1927	42	650 l/s
4	Asselfingen	Januar 1951	12	160 l/s
5 Kies	Langenau	April 1955	18	345 l/s (davon max. 100 l/s aus dem Karst)
5 Karst	Langenau	Januar 2003	2	
6	Sontheim/Brenz	September 1936	54	350 l/s

Die aktuellen Förderraten der Fassungen werden mittels magnetisch-induktiven Durchflussmessern kontinuierlich registriert und aufgezeichnet. Mehrmals monatlich wird das Rohwasser zudem chemisch und mikrobiologisch untersucht, sodass eine sehr gute Datenbasis bezüglich der Quantität und der Qualität der Rohwasserentnahmen gegeben ist.

Einige der Grundwassermessstellen sind mittlerweile mit elektronisch aufzeichnenden Datenloggern ausgerüstet, die den Grundwasserstand nahezu kontinuierlich aufzeichnen. Die meisten Grundwassermessstellen werden heute nur noch zu bestimmten Stichtagen abgelesen, da sich gezeigt hatte, dass sich viele Grundwasserstände im Gebiet aus sogenannten Leitmessstellen mit geringem Fehler mathematisch generieren lassen (EHLERT, 1996).

Das Grundwassermessnetz wird durch weitere hydrologische Messstellen ergänzt. So wird beispielsweise der Abfluss in der Nau monatlich gemessen. Auf dem Gelände des Wasserwerks Langenau befindet sich zudem eine Klimastation, an der Temperatur, Niederschlag, Luftdruck und Luftfeuchtigkeit gemessen werden. Sieben weitere Hellmann-Niederschlagsmesser befinden sich im Donauried, die u.a. dazu bestimmt sind, Eingangsdaten für zehn Lysimeter zu messen.

Neben den rein hydrologischen Messgrößen werden zudem weitere wasserrelevante Größen erfasst. Bis 2003 wurden an 15 Standorten im Donauried pflanzensoziologische Untersuchungen u.a. zu den Wasserverhältnissen durchgeführt. Im Herbst jedes Jahres werden außerdem N_{\min} -Kontrollen durchgeführt, die Aufschluss über die Menge an nach der Ernte im Boden verbliebenen Stickstoff geben und somit einen Rückschluss erlauben, wie hoch die Gefährdung der Nitrat-Belastung des Grundwassers während der Grundwasserneubildungsphase ist.

Alle Daten werden bei der LW zentral in Datenbanken vorgehalten und stehen somit für weitere Auswertungen zur Verfügung.

3.2.1 Analyse historischer Daten

3.2.1.1 Quantitative Aspekte

Die Grundwassergewinnung aus dem Donauried unterlag in den Jahren 1917 bis Ende der vierziger Jahre einem rasanten Anstieg (Abb. 3.1). Dieser ist auf den kontinuierlich wachsenden Wasserbedarf der Bevölkerung und Industrie zurückzuführen. Der Anstieg verlangsamte sich in den Nachkriegsjahren etwas. Im Jahre 1957 ging das Egauwasserwerk der LW in Dischingen in Betrieb, zehn Jahre später folgte das Wasserwerk Burgberg im Hürbetal. 1973 schließlich nahm das Wasserwerk Langenau seinen Betrieb auf, das nun auch die Möglichkeit bot, Oberflächenwasser aus der Donau zu Trinkwasser aufzubereiten.

Diese weiteren Wassergewinnungsanlagen der LW entlasteten die Wassergewinnung im Donauried, so dass bis zum Jahr 1975 die mittlere Wassergewinnung bis auf ca. 650 l/s zurückgefahren wurde. In den Folgejahren bis Anfang der achtziger Jahren kam es zu einem deutlichen Anstieg bei der Gesamtwasserbereitstellung der LW und damit auch der Wassergewinnung aus dem Donauried. Im Jahr 1981 wurde mit einer mittleren Förderrate von 1.284 l/s die höchste Wassermenge aus dem Donauried entnommen. Seit dieser Zeit ist die Wassergewinnung aus dem Donauried wieder rückläufig, was insbesondere in dem steigenden Anteil der Donauwasseraufbereitung begründet liegt.

Im Zeitraum 1951 bis 1989 betrieb die LW eine eigene, aus drei Brunnen bestehende Grundwasserfassung für die Wasserversorgung der Stadt Langenau. Diese Fassung musste wegen kritischer Nitratwerte im Rohwasser außer Betrieb genommen werden. Seit 1990 wird Langenau aus der Hauptleitung 3 der LW mit Trinkwasser versorgt.

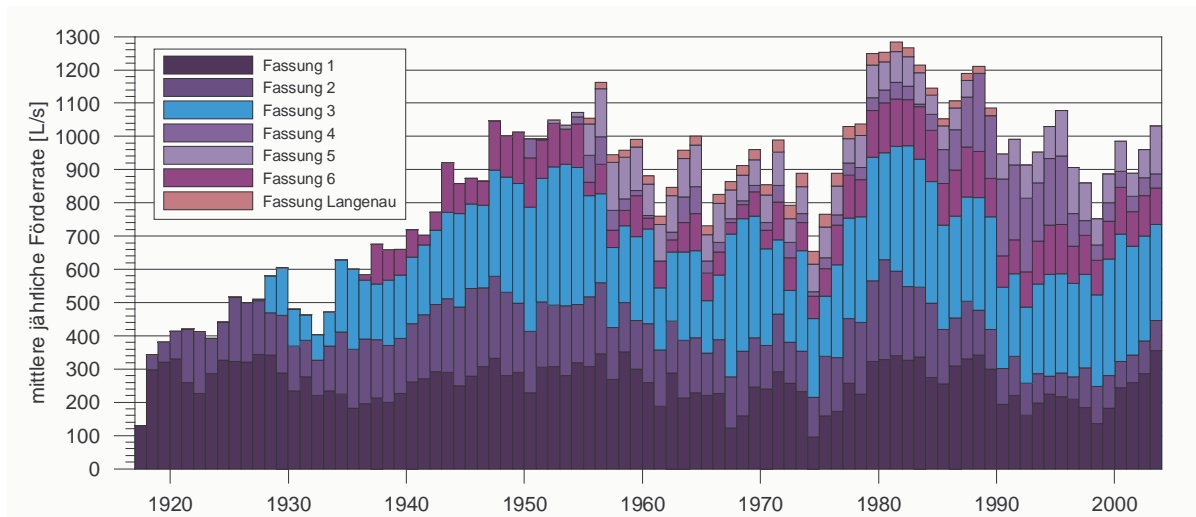


Abb. 3.1: Jährliche Wassergewinnung aus den Fassungsanlagen im Donauried seit 1917

Die sechs Grundwasserfassungen im Donauried tragen in unterschiedlichem Maße zur Wassergewinnung aus dem Grundwasserleiter bei (Abb. 3.2). Die Fassungen 2, 4, 5 und 6 wurden in den vergangenen 15 Jahren vergleichsweise konstant betrieben, während der schwankende Trinkwasserbedarf hauptsächlich mit Rohwasser aus den Fassungen 1 und 3 ausgeglichen wurde.

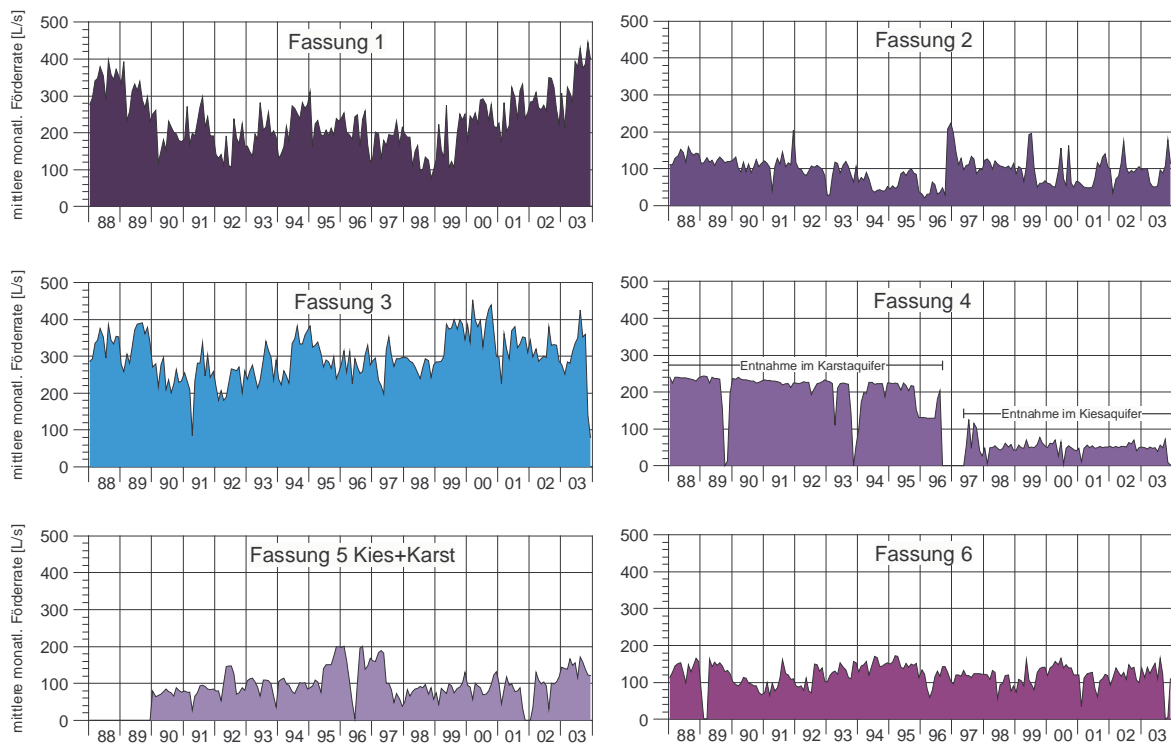


Abb. 3.2: Mittlere monatliche Förderraten aus den Fassungen im Donauried (Zeitraum 1988 – 2003)

An der Fassung 4 wurde die Entnahme von Oktober 1987 bis August 1996 versuchsweise von Kies- auf Karstgrundwasser umgestellt. Nach Ende des Versuchsbetriebs wurde die Karstgrundwasserentnahme aufgegeben und seitdem wird das Wasser dieser Fassung wieder aus dem Kiesaquifer gewonnen.

An der Fassung 5 wurde von Juni 1995 bis Mai 1997 ein Karstpumpversuch durchgeführt. In diesem Zeitraum wurde sowohl Wasser aus dem Karst als auch aus dem Kies gewonnen. Für die Karstgrundwasserentnahme liegt seit Januar 2003 eine wasserrechtliche Bewilligung vor, sodass seither wieder Grundwasser aus beiden Grundwasserstockwerken entnommen wird. Zu Beginn der Forschungsarbeiten war die Bewilligung jedoch noch nicht absehbar, sodass sich die Bewertungen und Optimierungen in diesem Bericht ausschließlich auf die Kiesgrundwasserentnahmen im Donauried beziehen.

Die hydrogeologischen Verhältnisse im Donauried erlauben eine Unterscheidung des Untersuchungsgebiets in westliches (Fassungen 2 und 3) und östliches (Fassungen 1 und 6) Donauried. Die Zustrombereiche im Kiesaquifer sind weitestgehend voneinander getrennt und beeinflussen sich gegenseitig kaum. Die Trennstromlinie zwischen westlichem und östlichem Donauried verläuft grob entlang einer Achse Wasserwerk Langenau – Fassung 4. Die Fassung 4 selbst lässt sich keinem Bereich zuordnen. Dies hängt damit zusammen, dass der Kiesgrundwasserleiter im Umfeld dieser Fassung überwiegend aus aufsteigendem Karstgrundwasser gespeist wird. Die Kiesbrunnen der Fassung 5 werden von Westen her angeströmt, so dass auch hier keine Abhängigkeiten von den anderen Fassungen bestehen.

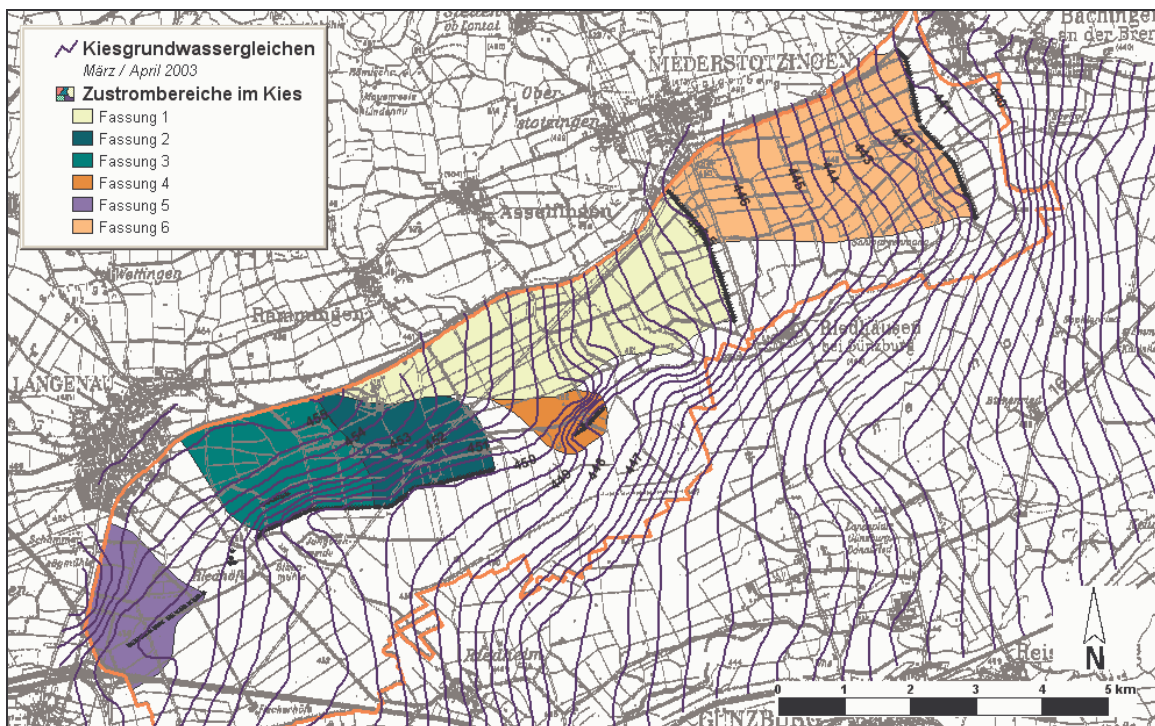


Abb. 3.3: Kiesgrundwassergleichen und Zustrombereiche zu den Fassungen im Frühjahr 2003 (Hochwasserverhältnisse)

3.2.1.2 Rohwasserqualität im Donauried

Die Entwicklung der Nitratkonzentration im Grund- und Rohwasser wird von der LW seit langem mit großer Aufmerksamkeit und Sorge beobachtet (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1987; ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997). Ebenso wie in vielen anderen Wassergewinnungsgebieten konnte im Donauried in den vergangenen Jahrzehnten ein stetiger Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser beob-

achtet werden, den auch die 1988 eingeführte Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) bislang noch nicht nachhaltig umkehren konnte.

Hauptsächlich für den Nitratanstieg verantwortlich ist die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Böden auf der Schwäbischen Alb und im Donauried. Diese führte dazu, dass die Nitratwerte seit den 30 Jahren von damals ca. 10 mg/l bis heute auf 35 bis 45 mg/l angestiegen sind (Abb. 3.1). Zeitweise wird an einzelnen Fassungen im westlichen Donauried auch der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l überschritten.

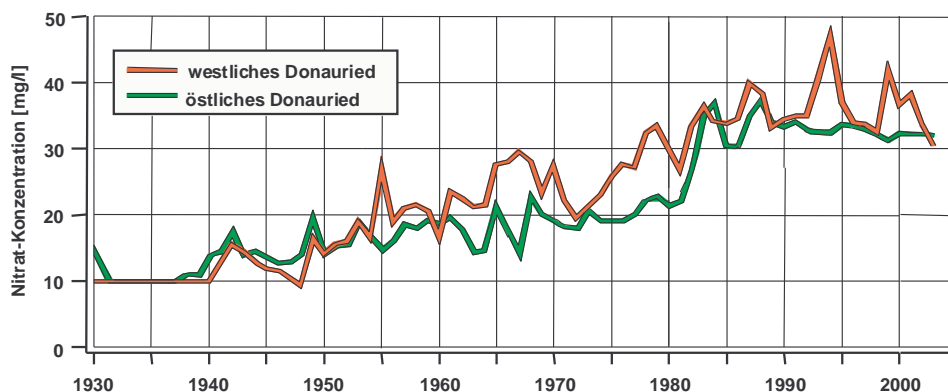


Abb. 3.1: Entwicklung der Nitratkonzentration im westlichen und östlichen Donauried seit 1930

Da die beiden Kurven für das westliche und das östliche Donauried nicht deckungsgleich sind, liegt die Vermutung nahe, dass verschiedene Aspekte einen Einfluss auf die Nitratkonzentration im Kiesgrundwasser des Donaurieds ausüben. HAAKH (1994) zeigte, dass prinzipiell zwischen der Nitratfracht aus dem zuströmenden Karstgrundwasser der Schwäbischen Alb und dem Nitratintrag durch die örtliche Grundwasserneubildung in der Wasserschutzzone II zu unterscheiden ist. Der Nitratgehalt des zuströmenden Karstgrundwassers lag Mitte der neunziger Jahre bei etwa 33 mg/l (HAAKH, 1994). Im Donauried selbst ist neben der Art der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der Grundwasserstand selbst ausschlaggebend für den Nitratintrag (HAAKH & SCHMID, 1995). Wie in Kap. 3.1.4 gezeigt wurde, besteht das westliche Donauried überwiegend aus Anmoor- und Niedermoorböden. Solange diese nicht wassergesättigt sind, laufen verstärkt Mineralisationsprozesse in den Böden ab und die Denitrifikation des im Sickerwasser enthaltenen Nitrats ist reduziert. Dadurch kommt es zu einer Anreicherung von Nitrat in der ungesättigten Zone, das durch starke Neubildungsereignisse oder schnell ansteigende Grundwasserstände ausgewaschen und in das Grundwasser eingetragen werden kann (HAAKH & SCHMID, 1996). Der Zusammenhang ist exemplarisch in Abb. 3.2 dargestellt.

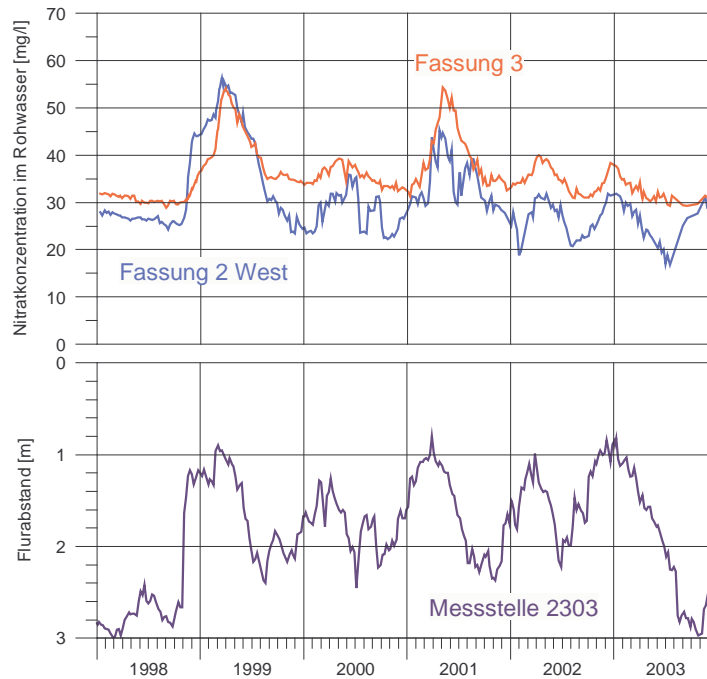


Abb. 3.2: Nitrat auswaschungseffekte bei schnell steigenden Grundwasserständen

Die Nitratkonzentrationen in den Rohwässern der Grundwasserfassungen im Donauried weisen nicht nur zeitlich sondern auch untereinander eine große Streuung auf (Abb. 3.3). Tendenziell ist an allen Fassungen in den letzten Jahren eine Stabilisierung auf hohem Niveau festzustellen. Die Nitratkonzentration in der Donau zeigt eine starke Abhängigkeit von der Jahreszeit. Im Winterhalbjahr, wenn der grundwasserbürtige Zustrom vergleichsweise hoch ist, steigt die Nitratkonzentration in der Donau an.

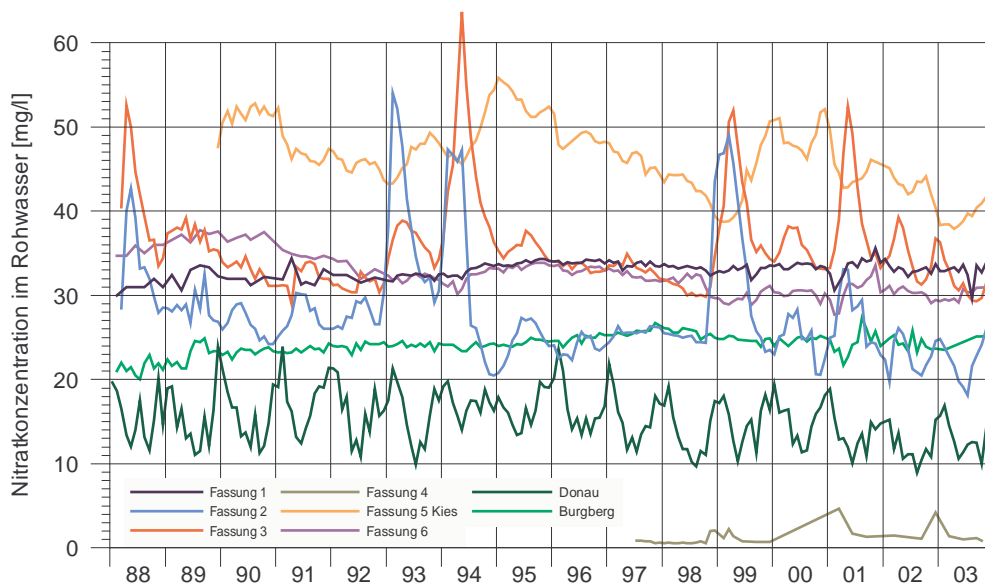


Abb. 3.3: Nitratkonzentration in den Rohwässern der Wassergewinnungsanlagen

Die von der LW genutzten Grundwasservorkommen werden aus dem Karst der Schwäbischen Alb gespeist und sind dem Typus der harten Hydrogencarbonatwässer zuzuordnen

(ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1987). Während seiner Passage durch den Untergrund löst das Wasser Salze aus dem umgebenden Gestein. Bei Temperatur- oder Druckänderung werden diese Salze wieder ausgeschieden und abgelagert. Unter der Gesamthärte des Wassers (GH) werden alle Erdalkalimetalle – im wesentlichen sind dies Calcium- und Magnesium-Ionen – erfasst. Ein Teil dieser Ionen kann man durch Kochen des Wassers aus dem Wasser entfernen. Dieser Anteil wird als Carbonathärte (KH) bezeichnet. Im Donauried besteht die Gesamthärte zu mehr als 80 % aus Calciumhärte, weshalb man sich bei der Landeswasserversorgung schon früh Gedanken über die Möglichkeiten der Herabsetzung dieser Härte machte (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997; ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1987).

Die Härte des Wassers kann nicht losgelöst von der Nitratkonzentration betrachtet werden. Dies verdeutlicht Abb. 3.4. Obwohl beispielsweise die Kiesbrunnen der Fassung 5 praktisch keinen Zustrom von Karstgrundwasser besitzen (das Wasser wird im Gebiet neu gebildet und strömt aus der Molasse zu; LANG & SANZENBACHER, 2004), weist das Rohwasser dieser Fassung die höchste Gesamthärte aller Fassungen auf. Grund dafür ist das Ionengleichgewicht, das immer ein relativ konstantes Verhältnis von Anionen zu Kationen erzwingt. Steigt der Nitratgehalt (NO_3^-) im Grundwasser, so wird der Anionen-Überschuss durch die Lösung weiterer Salze ausgeglichen und die Gesamthärte steigt an.

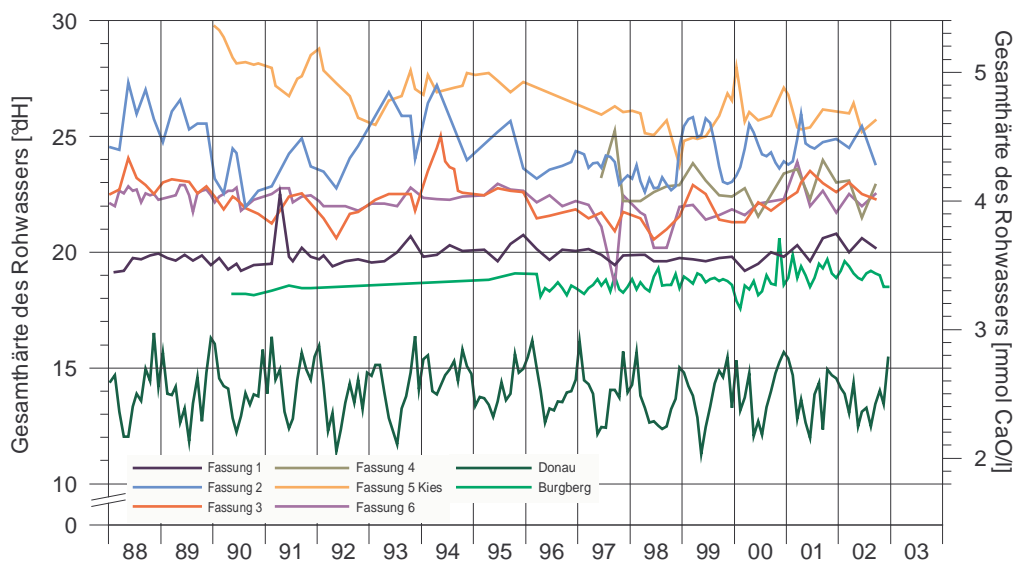


Abb. 3.4: Gesamthärte der Rohwässer der Wassergewinnungsanlagen

3.2.1.3 Wasseraufbereitung im Wasserwerk Langenau

Das Wasserwerk Langenau ging im Jahr 1973 in Betrieb. Ursprünglich nur zur Aufbereitung von Oberflächenwasser aus der Donau zu Trinkwasser gedacht, wurde 1989 zusätzlich eine Entcarbonisierungsanlage zur Reduzierung der Härte des Grundwassers in Betrieb genommen. Obwohl das Grundwasser aus dem Donauried von ausgezeichneter Qualität ist und ohne Aufbereitung abgegeben werden kann, wurde unter den Kunden der LW der Wunsch nach weicherem Wasser immer größer. Mit der Inbetriebnahme der Entcarbonisierungsanla-

ge konnte nun durchgehend Trinkwasser der Härtestufe 2 ($< 14^\circ \text{dH}$) an die Kunden abgegeben werden.

Das Wasserwerk Langenau ist heute das wichtigste Wasserwerk der Landeswasserversorgung. 2003 wurden $\frac{3}{4}$ des insgesamt bereitgestellten Trinkwassers der LW im Wasserwerk Langenau aufbereitet und über die drei Hauptleitungen im Verbandsgebiet verteilt. Das Wasserwerk bezieht sein Wasser dabei aus drei Ressourcen (Abb. 3.1):

- Grundwassergewinnung im Donauried
- Donauwasserentnahme
- Karst-Grundwassergewinnung in Burgberg

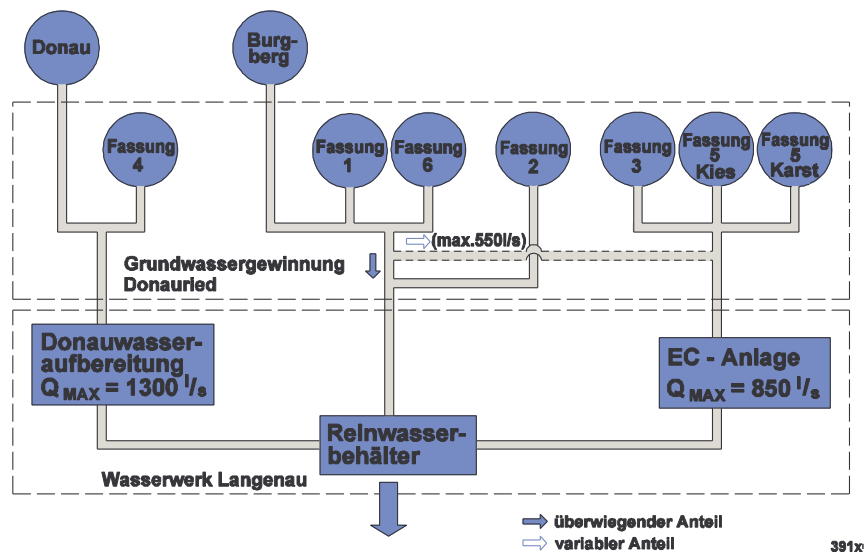


Abb. 3.1: Prinzipbild der Wassergewinnung und Wasseraufbereitung im Wasserwerk Langenau

Die Ressourcen Donauwasserentnahme und Karst-Grundwassergewinnung Burgberg liegen außerhalb des Untersuchungsgebietes. Sie werden daher nicht in die im Forschungsprojekt durchgeführten Optimierungen miteinbezogen. Dennoch müssen sie bei der Ermittlung der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen berücksichtigt werden, da sie einen Einfluss auf die Wasserqualität des abgegebenen Trinkwassers haben (siehe Kap. 5.3.2).

3.2.2 Entwicklung der Wasserstände und des Grundwasserdargebots

Das Grundwasservorkommen im Donauried hängt direkt vom Grundwasserdargebot im Karst der Schwäbischen Alb ab. Zur Charakterisierung der jeweils vorherrschenden hydrologischen Gesamtsituation wird bei der Landeswasserversorgung der Karst-Grundwasserpegel Langenau-Simontal herangezogen (EMMERT, 1997; Abb. 3.1). Grundwasserstände über dem 75%-Perzentil repräsentieren dabei die Hochwassersituation, Werte unter dem 25%-Perzentil Niedrigwassersituationen. Der Median der Messwerte liegt bei 462,44 m ü. NN.

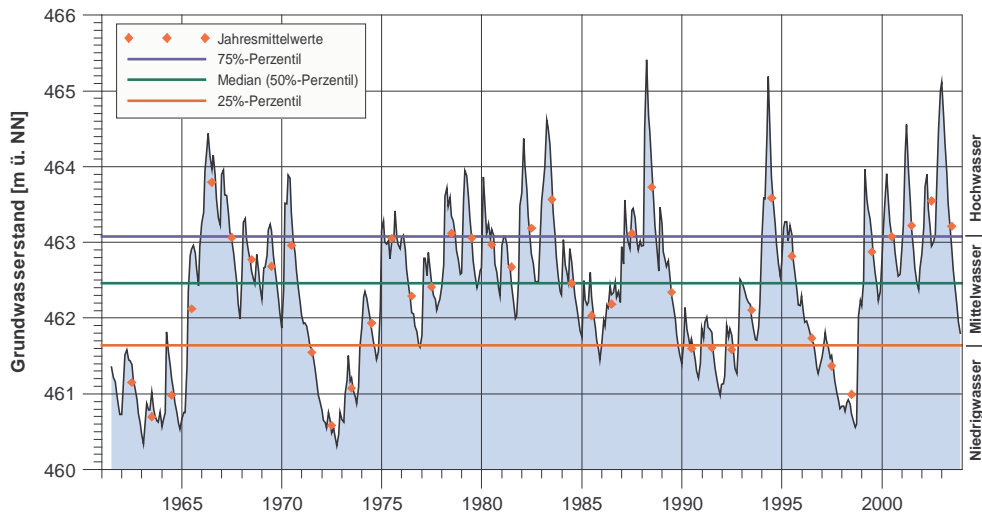


Abb. 3.1: Ganglinie der Karst-Grundwasserstände an der Messstelle Langenau-Simontal

Die Grundwassermessstelle Langenau-Simontal liegt nordwestlich von Langenau im direkten Zustrombereich zu den Fassungen der LW. Ihr Grundwasserstand wird jedoch durch die Entnahmen an den Fassungen nicht beeinflusst. Die Gegenüberstellung der Jahresmittelwerte des Grundwasserstands und des Grundwasserdargebots im Donauried (nach HAAKH, 1997) zeigt eine sehr enge Korrelation ($r^2 = 0,8834$; Abb. 3.2). Dies verdeutlicht, dass das Dargebot im bewirtschafteten Aquifer (Kies) in erster Linie vom Zustrom aus dem Karst der Schwäbischen Alb abhängt. Die weiteren Zustromkomponenten wie lokale Neubildung und Zustrom aus dem südlichen, tiefen Karst spielen eine untergeordnete Rolle.

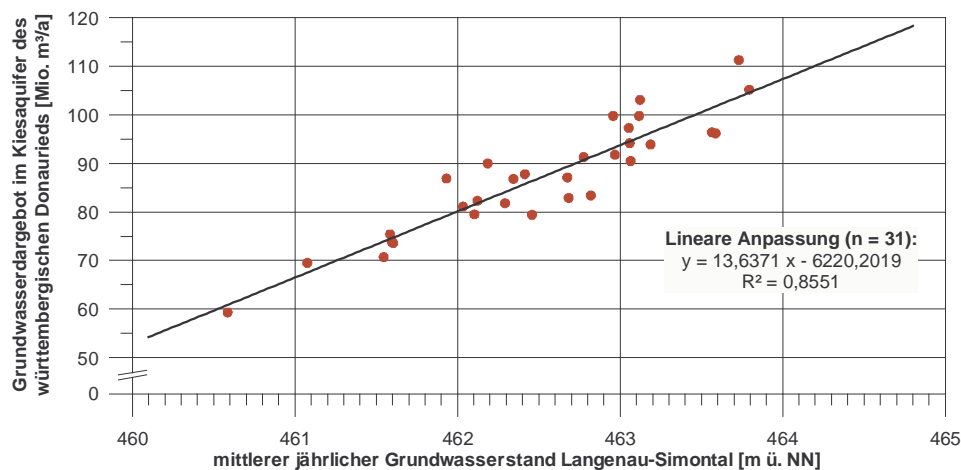


Abb. 3.2: Zusammenhang Grundwasserstand Langenau-Simontal – Grundwasserdargebot (Grundwasserdargebot im Kies nach HAAKH, 1997)

3.2.3 Ganglinien Grundwassermessstellen

Der Grundwasserstand im Kies ist eng an den Grundwasserstand im Karst gebunden, dies verdeutlichen die Darstellungen der Kiesgrundwasserstände in Abb. 3.2 im Vergleich mit den Grundwasserständen in der Messstelle Simontal. Die saisonalen und insbesondere mehrjährigen Grundwasserstandsschwankungen des Karstaquifers sind auch im Kiesgrundwasser-

leiter zu beobachten. Weiterhin wird der Grundwasserstand durch die Entnahmen an den Grundwasserfassungen beeinflusst.

Einen von den langjährigen Schwankungen im Kiesaquifer losgelösten Wasserhaushalt weist bereichsweise der Torfaquifer auf, wie die Torfgrundwassermessstellen in Abb. 3.2 verdeutlichen. Das starke Abfallen der Grundwasserstände zwischen 1994 und 1998 im Karst und Kies ist in den Torf-Grundwassermessstellen nicht zu beobachten. Dies weist darauf hin, dass hier der Niederschlag die dominante Rolle für den Grundwasserstand spielt.

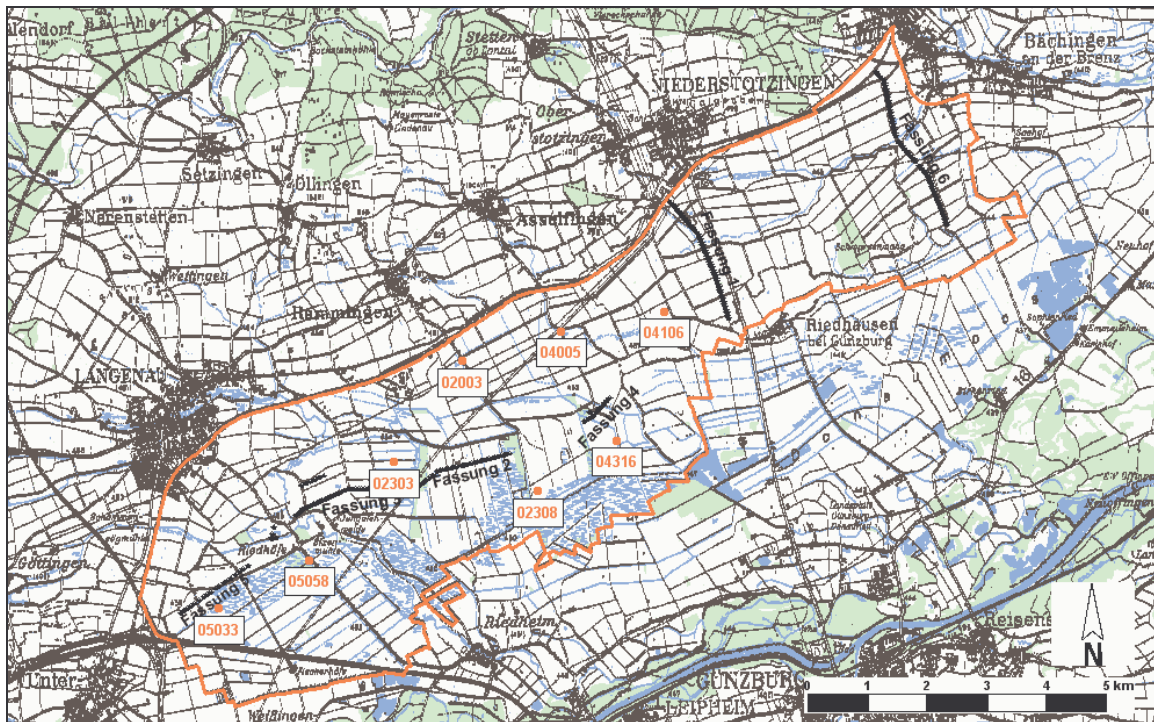
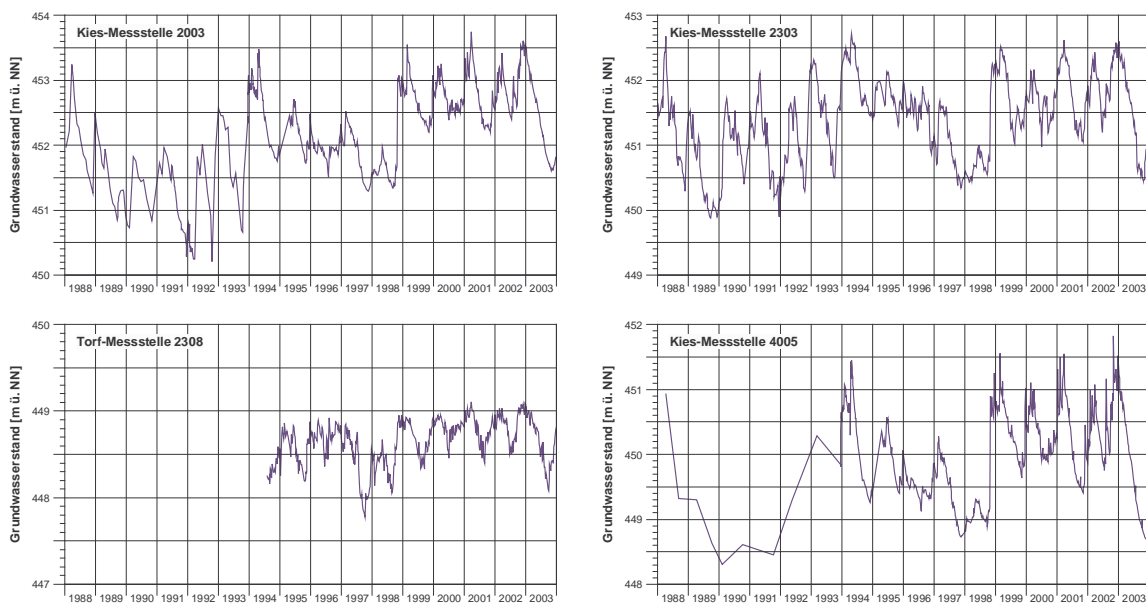


Abb. 3.1: Ausgewählte Grundwassermessstellen im Donauried



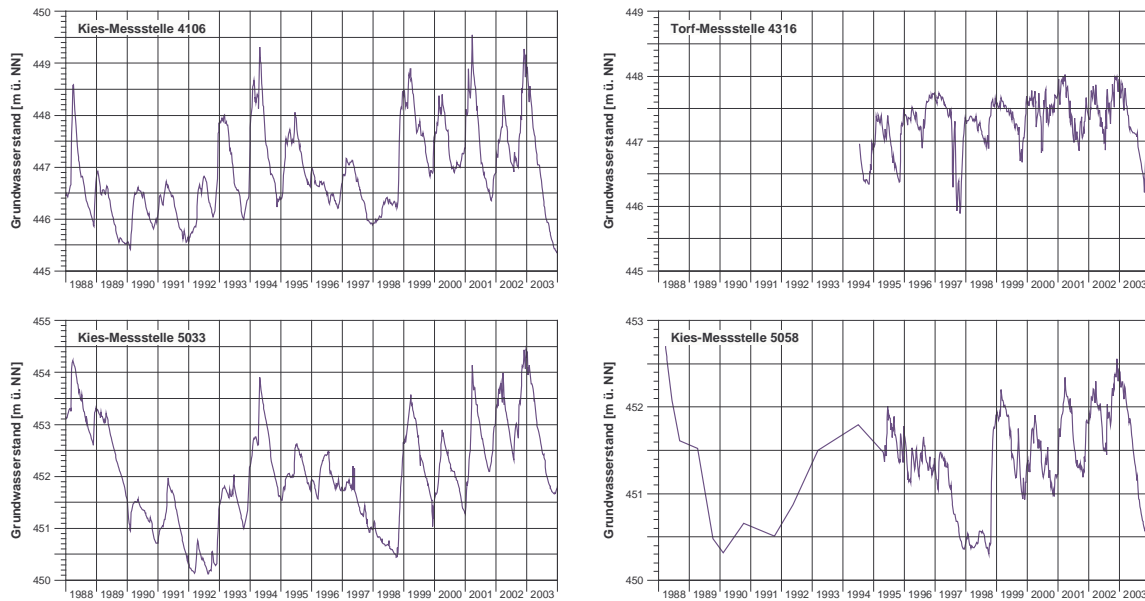


Abb. 3.2: Grundwasserganglinien im Donauried

3.2.4 Ganglinien Oberflächengewässer

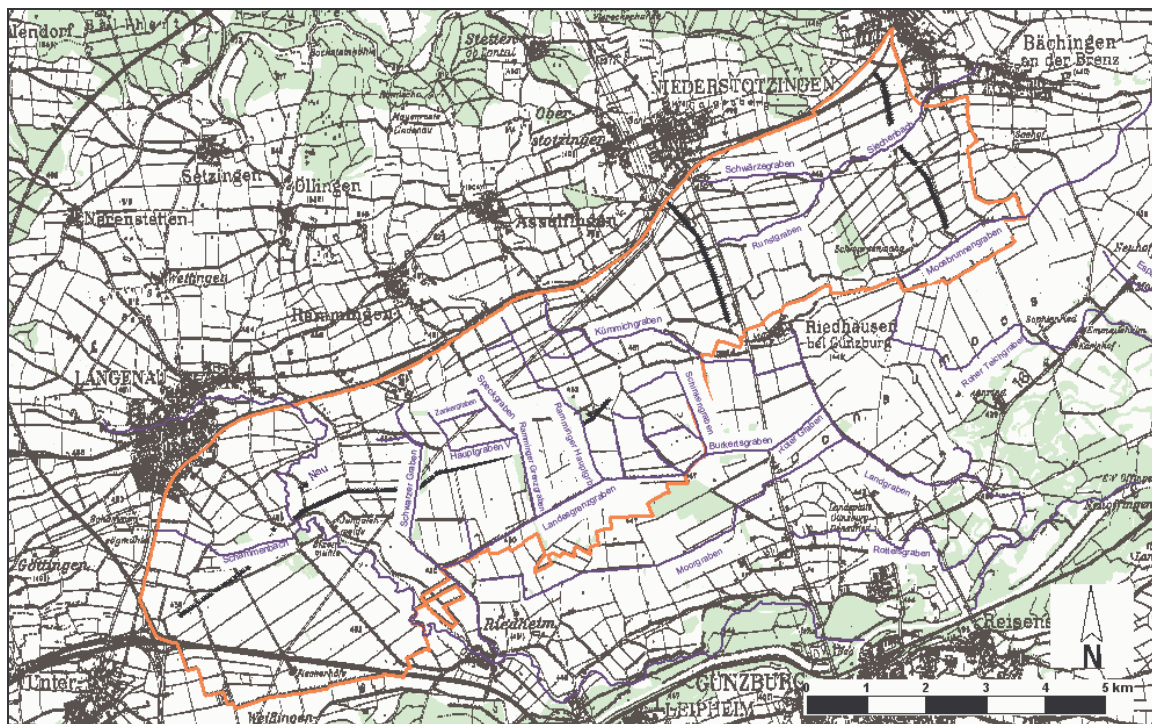


Abb. 3.1: Das Oberflächengewässernetz im Donauried (Nau und Hauptgräben)

Nau

Das Abflussgeschehen in den Oberflächengewässern des Donaurieds ist eng mit der Grundwasserhydraulik verknüpft. Die Nau, die das westliche Donauried von Nord nach Süd durchfließt, ist in ihrem zeitlichen Gang an die jeweiligen Karstgrundwasserstände auf der Albhochfläche angekoppelt (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997;

Abb. 3.2). Der niedrigste Abfluss der Nau am Pegel Mussismühle wurde im extrem trockenen Jahr 1950 mit gerade einmal noch 165 l/s gemessen. Der höchste Abfluss (2.499 l/s) wurde im November 2002 registriert.

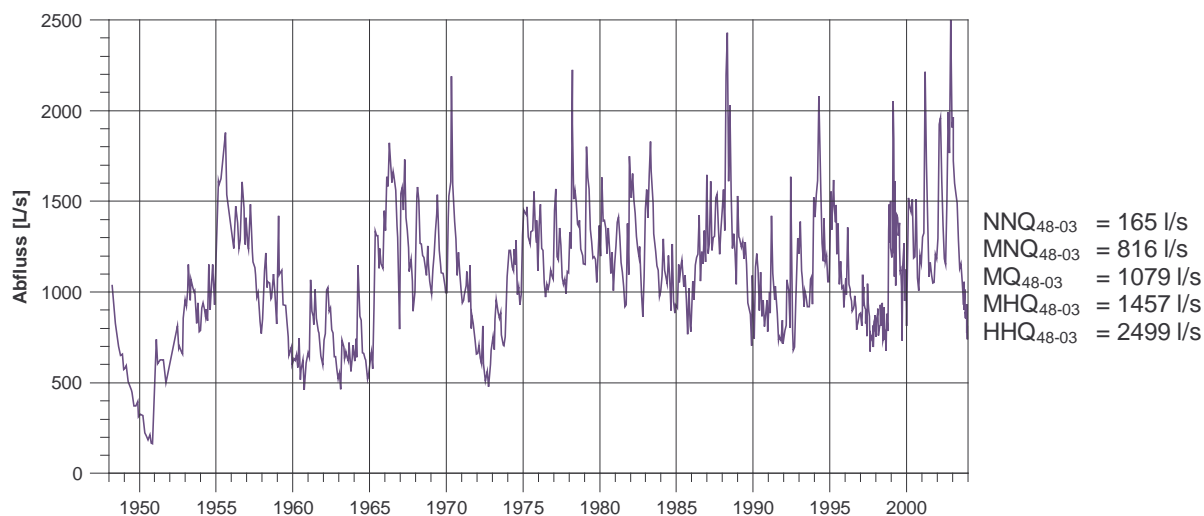


Abb. 3.2: Nau-Abfluss an der Messstelle Mussismühle

Die Nau schneidet im Bereich des Untersuchungsgebietes teilweise in den Kiesaquifer ein bzw. wird dort nur von einer geringmächtigen (<0,5 m) Letten-Schicht unterlagert. Dies führt zu einer Infiltration von Oberflächenwasser aus der Nau in das Grundwasser, wenngleich diese heute durch Selbstabdichtungsprozesse der Nausohle (durch Kolmation) im Vergleich zu früher erheblich reduziert ist (STRAYLE et al., 1990). Leckagemessungen an der Nausohle ergaben Infiltrationsraten von maximal $2 \cdot 10^{-6}$ m/s, größtenteils lagen diese aber um ein bis zwei Größenordnungen niedriger (LANG & BURKERT, 1997).

Die infiltrierende Wassermenge stabilisiert einerseits die Grundwasserstände im Zustrombereich zu den Fassungen 3 und 5 bis zu einem gewissen Grad. Andererseits sind mit der Infiltration aber auch Gefahren für die Grundwasserqualität gegeben, da die Kläranlage Langebau unmittelbar vor dem Eintritt der Nau in das Donauried in diese entwässert. Damit sind besonders nach Starkniederschlägen, die zu einem Überlauf der RÜB führen, verstärkt mikrobiologische Belastungen des Grundwassers zu befürchten.

Gräben im Donauried

Das Grabensystem im Donauried wurde zur Entwässerung und Urbarmachung des Niedermoors angelegt.

Von Bedeutung sind:

- der Schammenbach, der nördlich der Sixenmühle in die Nau mündet,
- der Schwarze Graben, der das aufsteigende Karstgrundwasser des Grimmensees abführt und bei Riedheim in die Nau mündet,
- der Ramminger Grenzgraben, dem das Wasser der Zankerquelle zuströmt
- der Ramminger Hauptgraben, der den zentralen Bereich des Donaurieds von Nord nach Süd durchschneidet,

- der Landesgrenzgraben, der die Hauptvorflut für viele andere Gräben im Donauried bildet (u.a. Ramminger Grenz- und Hauptgraben) sowie
- der Siechenbach, der das Untersuchungsgebiet in östlicher Richtung verlässt.

Allein die Hauptgräben im Donauried besitzen eine Länge von über 40 km, hinzu kommen weitere Nebengräben entlang von privaten Grundstücken, deren Gesamtlänge nochmals ca. 46 km beträgt.

Aus hydrologischer Sicht hat der Landesgrenzgraben eine zentrale Bedeutung, da er den Kernbereich des Niedermoorkörpers entwässert. Zuletzt wurde er 1972 verbreitert und deutlich eingetieft (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997).

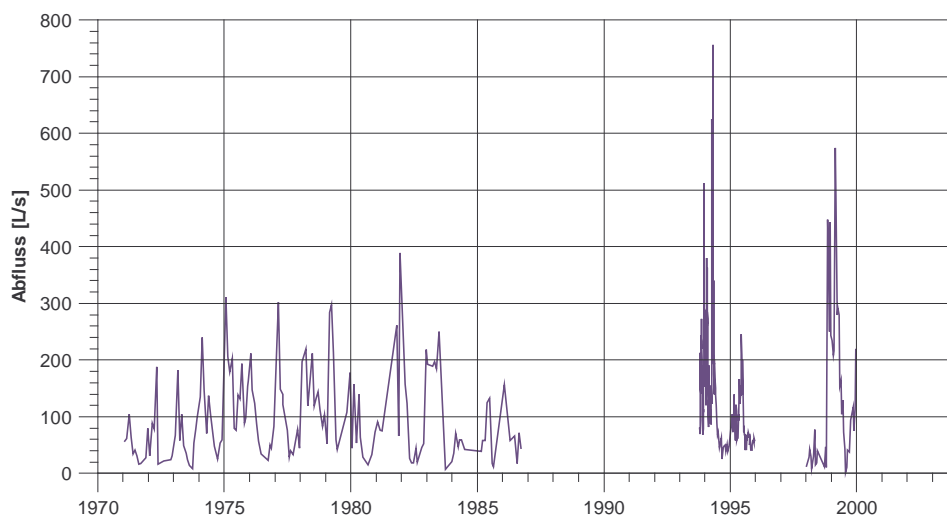


Abb. 3.3: Abfluss im Landesgrenzgraben (Messstelle 20220)

3.3 Nutzung und Vegetation

Im Rahmen der Arbeiten zum Nutzungskonzept württembergisches Donauried (siehe Kap. 3.4) wurde 1999 die Realnutzung im Gebiet kartiert. Die Kartierung erfasste jedoch nicht das gesamte Untersuchungsgebiet, sondern nur die auf baden-württembergischer Seite liegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die Kartierung wurde daher für die Forschungsarbeiten auf der Grundlage von Luftbildaufnahmen und Erhebungen der Landeswasserversorgung (N_{\min} -Flächen) für das gesamte Untersuchungsgebiet ergänzt.

Landwirtschaftliche Nutzung

Wie Abb. 3.1 zeigt, wird das Donauried heute überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzt (Ackerbau: 53,8 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets). Die Grünlandnutzung beschränkt sich im wesentlichen auf die Nahbereiche um die Grundwasserfassungen und die aufgrund periodisch auftretender Vernässungen schwierig zu bewirtschaftenden Flächen (z.B. entlang der Nau, nördlich der Naturschutzgebiete).

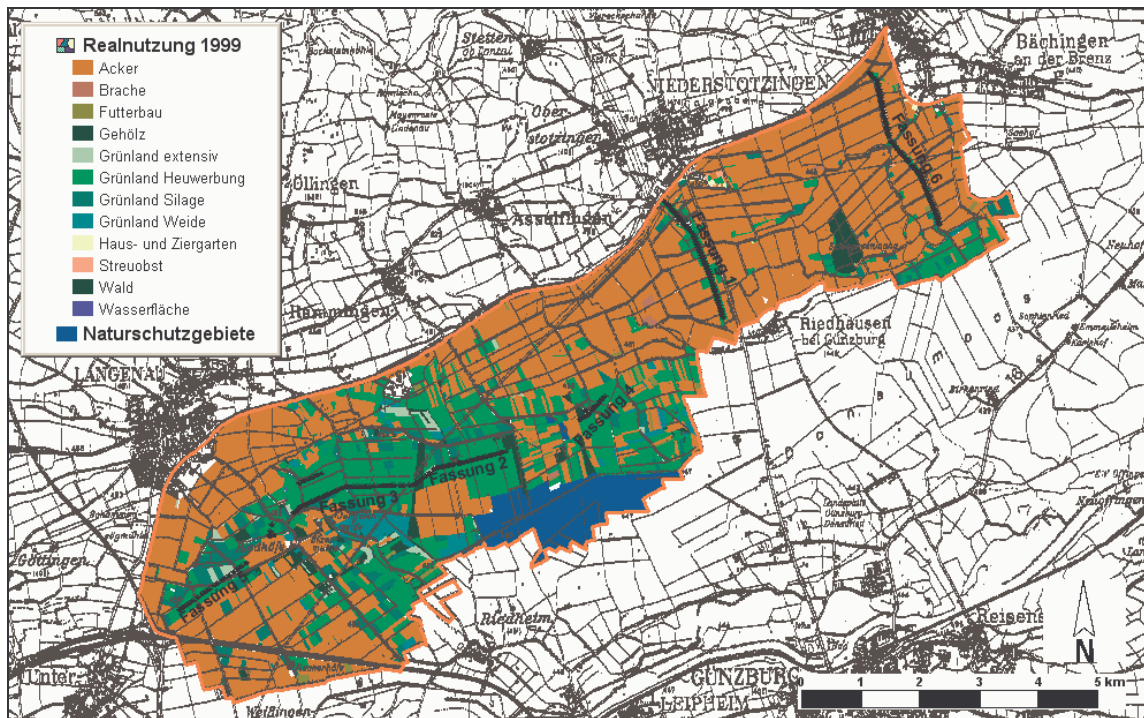


Abb. 3.1: Realnutzungskartierung 1999

Tab. 3.1: Flächenbilanz des Untersuchungsgebiets nach der Realnutzungskartierung 1999 [ha]

Gesamtgebiet (100%)		5.584,27
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (90%)	Acker	3.004,87
	Brache	11,13
	Futterbau	41,21
	extensive Grünlandnutzung	44,96
	2-3-schürige Grünlandnutzung (Heuwerbung)	1.184,65
	3-4-schürige Grünlandnutzung (Silageflächen)	351,04
	Weide (Rinder bzw. Schafe)	132,96
	Wald	148,96
	Gehölz	35,88
	Streuobst	15,09
	Haus- / Ziergarten	9,78
	Wasserfläche	12,07
	Sonstige Nutzung	37,95
	<i>Summe landwirtschaftlich genutzte Fläche</i>	<i>5.030,55</i>
Naturschutzgebiete (5%)	Leipheimer Moos	186,23
	Langenauer Ried	79,73
	<i>Summe Fläche Naturschutzgebiete</i>	<i>265,96</i>
Rest (5%)	bebaute Flächen, Straßen, Wege, Wasserwerk Langenau	287,76

Eine Unterscheidung der Ackernutzung nach Fruchtarten wurde im Rahmen der Realnutzungskartierung nicht vorgenommen. Einen Hinweis geben aber die Bodennutzungshaupterhebungen der Gemarkungen Langenau, Rammingen, Asselfingen, Niederstotzingen und Sontheim. Demnach sind Weizen, Wintergerste, Winterraps sowie Grün- und Silomais die am häufigsten angebaute Kulturen.

Tab. 3.2: Bodennutzungshaupterhebung 1999 (Q: STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG)

Fruchtart	Anteil am Ackerland 1999 in %				
	Langenau	Rammingen	Asselfingen	Niederstotzingen	Sontheim/Br.
Weizen insgesamt	37,5	32,8	32,6	30,0	32,6
Roggen	0,4	-	-	-	-
Dinkel	-	-	-	1,5	-
Triticale	2,0	1,2	6,1	2,7	6,2
Wintergerste	12,4	8,6	12,8	24,3	12,8
Sommergerste	7,9	10,5	9,1	7,8	9,1
Hafer	1,7	5,4	1,8	2,3	1,8
Kartoffeln	1,6	0,1	0,2	2,3	0,2
Zuckerrüben	3,6	-	-	4,5	-
Winterraps	8,9	17,0	15,8	16,1	15,8
Sommerraps, Winter- und Sommerrüben	2,0	-	1,9	1,3	1,9
Grün- und Silomais	10,8	14,2	11,1	4,0	11,1

Wald und Feldgehölze spielen im Donauried eine untergeordnete Rolle: ihr Anteil am Gesamtgebiet beträgt lediglich 3,3 %. Ebenfalls ohne Bedeutung für das Untersuchungsgebiet ist die Siedlungstätigkeit: das Gebiet ist praktisch unbebaut. Die einzigen Bebauungen, die in das Gebiet hineinreichen, sind die Südzügel von Langenau und Niederstotzingen sowie das Wasserwerk Langenau der LW. Diese liegen alle in Bereichen mit natürlicherweise großen Grundwasserflurabständen, so dass sie im hier dargelegten Optimierungsverfahren nicht berücksichtigt werden müssen.

Naturschutzgebiete

Weiterhin existieren im Untersuchungsgebiet zwei Naturschutzgebiete: das NSG „Langenauer Ried“ auf baden-württembergischer und das NSG „Leipheimer Moos“ auf bayrischer Seite (vgl. auch Abb. 3.4). Das NSG „Langenauer Ried“ besteht aus insgesamt drei Teilflächen: dem Feuchtgebiet nördlich des Landesgrenzgrabens und zwei kleineren Exklaven im Tuffsteingebiet westlich der Fassung 4. Für die Naturschutzgebiete wurden von den Ländern Naturschutzgebietsverordnungen erlassen.

- *Naturschutzgebietsverordnung „Langenauer Ried“* (Gesetzblatt Baden-Württemberg, 29.12.1981, S. 619 ff.):
Schutzzweck: Erhaltung des Restes einer Flachmoorformation unterschiedlichster hydrologischer Verhältnisse mit Quellkalkhügeln, Pfeifengraswiesen und Bult-Schlenken-Komplexen als Lebensraum der an Feuchtgebiete gebundenen Tier- und Pflanzenarten, besonders von Vögeln.
⇒ Nach §4 Abs.2 Nr.4 sind alle Entwässerungs- oder andere Maßnahmen verboten, „die den Wasserhaushalt des Gebietes entgegen dem Schutzzweck ändern“. Die Grundwasserentnahmen der Landeswasserversorgung in ihrem wasserrechtlich genehmigten Umfang, die Beobachtung des Wasservorkommens sowie die Überwachung der Entwicklung und der Schutzvorschriften in den Fassungsgebieten und der engeren Wasserschutzzone sind hiervon ausdrücklich ausgenommen (§5 Nr. 3).

- *Naturschutzgebietsverordnung „Leipheimer Moos“* (Amtsblatt der Regierung von Schwaben Nr.22/1992, 06.11.1992, S. 145 ff.):
Schutzzweck: „(...) die standörtlichen Voraussetzungen für die Regeneration und Weiterentwicklung des Niedermoores, insbesondere einen intakten Wasserhaushalt wiederherzustellen, (...) den moortypischen Arten und Lebensgemeinschaften die Lebensbereiche und Lebensvoraussetzungen zu sichern, (...) insbesondere die Moor- und Streuwiesenbereiche als Lebensräume (Brut- und Rastbiotope) für seltene Arten und Lebensgemeinschaften zu fördern, u.a. für die Sumpf- und Watvögel sowie Wiesenvogelarten.“
⇒ Hinsichtlich des Wasserhaushaltes ist nach §4 Nr. 4 verboten, „(...) oberirdisch oder unterirdisch Wasser zu entnehmen, oberirdische Gewässer einschließlich der vernässten Torfstiche und Geländemulden, sowie ihrer Ufer, den Grundwasserstand oder den Zu- und Ablauf des Wassers zu verändern oder neue Gewässer anzulegen.“

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden die verfügbaren Vegetationskartierungen (Vegetationskartierung UVP Fassung 4, 1994; Vegetationskartierung Leipheimer Moos, 2001) des Gebietes zusammengetragen, digitalisiert und im GIS verschnitten (Abb. 3.2). Dort, wo es nötig war, wurden die vorhandenen Kartierungen durch eine neu durchgeführte Vegetationsökologische Kartierung (EGLSEER, 2002) ergänzt. Als Kartierschlüssel wurde eine Auflistung der Vegetationsstrukturen im Untersuchungsgebiet verwendet (MÄCK, 2002). Die Ergebnisse der Vegetationskartierung UVP Fassung 4 wurden aufgrund ihres Alters bei der Vegetationsökologischen Kartierung stichprobenhaft überprüft und ggf. korrigiert.

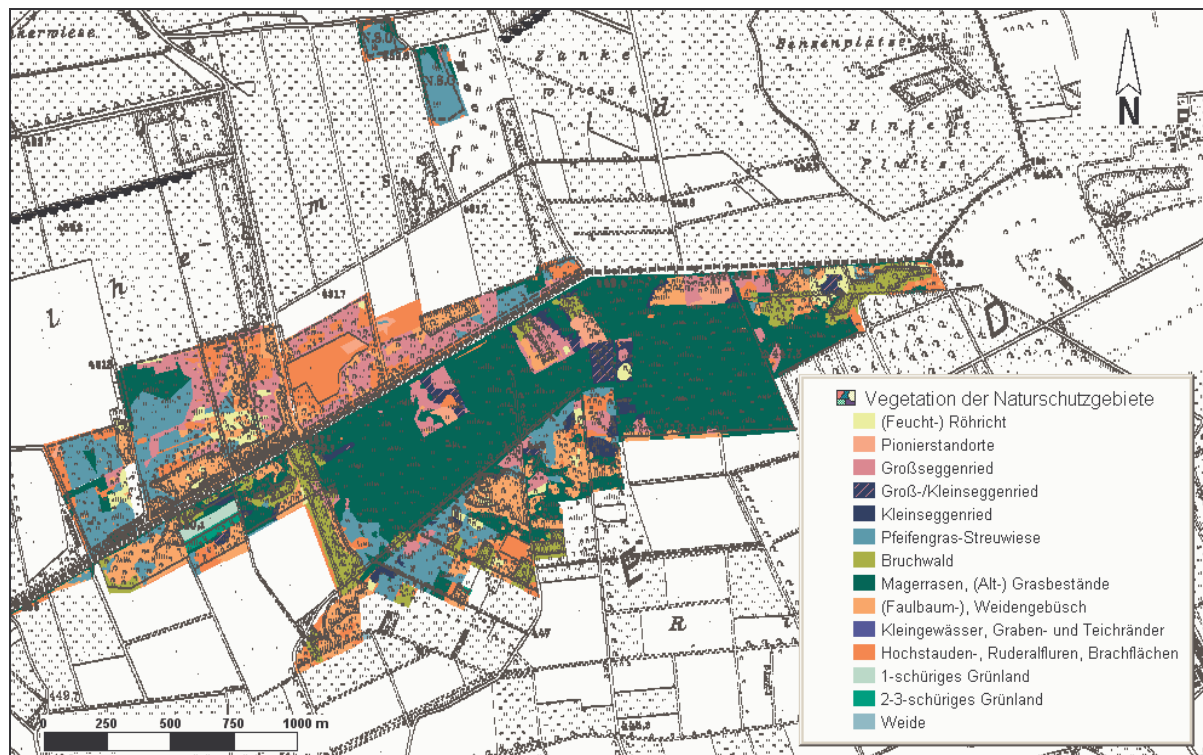


Abb. 3.2: Vegetation der Naturschutzgebiete (Q: Vegetationskartierung UVP Fassung 4, 1994; Vegetationskartierung Leipheimer Moos, 2001)

Tab. 3.3: Zuordnung der Vegetationsstrukturen nach MÄCK (2002) zu Biotoptypen gem. BfN-Standardbiotoptypenliste (Q: LENKENHOFF & ROSE, 2003)

Vegetationsstruktur	Standardbiotoptyp (RIECKEN et al., 2003)	BfN-Code*
(Feucht-) Röhricht	Röhrichte	38.
Großseggenried	Großseggenriede	37.
Kleinseggenried	waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	35.01.02
Pfeifengras-Streuwiese	Pfeifengraswiesen	35.02.01
Bruchwald	Bruchwälder	43.02
Magerrasen, (Alt-)Grasbestände	artenreiches Grünland frischer Standorte	34.07.01
(Faulbaum-), Weidengebüsch	Gebüsch nasser bis feuchter organischer Standorte	41.01.03
Kleingewässer, Graben- und Teichränder	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs	23.08
Hochstauden-, Ruderalfluren, Brachflächen	frische und nasse Ruderalstandorte	39.06.03

* Codierung der Biotoptypen nach der Standardbiotoptypenliste des Bundesamtes für Naturschutz

Ein wertbestimmendes Kriterium im Naturschutz ist der Grad der Natürlichkeit. Der Begriff der Natürlichkeit ist bei verschiedenen Autoren unterschiedlich definiert. Manchmal bemisst sich der Grad der Naturnähe aus der Übereinstimmung der realen mit einer gedachten ursprünglichen (= unbeeinflussten) Vegetation, manchmal ist er auf die Entstehungsgeschichte bezogen, manchmal auf das Ausmaß der Veränderung der abiotischen Verhältnisse (PLACHTER, 1991).

Der Hemerobiegrad kennzeichnet das Ausmaß menschlicher Eingriffe in Bezug auf Vegetationszusammensetzung und Standorteigenschaften (DIERSSEN & DIERSSEN, 2001). Angaben zur Hemerobie erlauben die Charakterisierung einer Landschaft bezüglich Veränderungen der Vegetation, der Böden, der Hydrologie etc. und lassen darauf aufbauend Zielaussagen ableiten. Durch menschliche Nutzung und indirekte atmosphärische Stoffeinträge verändern sich die Zusammensetzung der Vegetation und die Eigenschaften der Torfe. Entwässerungen führen u.a. dazu, dass torfbildende Vegetationsgesellschaften durch andere nicht torfbildende Vegetationsgemeinschaften ersetzt werden.

Nachfolgend werden die im Untersuchungsgebiet kartierten Vegetationseinheiten hinsichtlich des Grades des menschlichen Einflusses auf die Niedermoorlandschaft in die Hemerobie-stufen für Torflandschaften nach DIERSSEN & DIERSSEN (2001) eingeordnet (EGLSEER, 2002). Daneben wird eine vereinfachte Einordnung in die drei Kategorien „niedermoortypisch“, „bedingt niedermoortypisch“ und „niedermoorfremd“ vorgenommen. Die Kategorie „niedermoortypisch“ meint dabei allerdings nicht „unbeeinflusst“ im Sinne des Hemerobie-konzeptes, da es solche Standorte in Mitteleuropa nicht mehr gibt (siehe obige Definition). Auch findet derzeit keine Torfbildung statt, so dass „niedermoortypisch“ maximal mit der Stufe „oligo- bis mesohemerob“ gleichzusetzen ist. „Bedingt niedermoortypisch“: durch extensive Nutzung entstanden.

Tab. 3.4: Hemerobie („Naturnähe“) nach EGLSEER (2002)

Bezeichnung	Hemerobiestufe	niedermoortypisch - niedermoorfremd
Röhrichte	oligo- bis mesohemerob bzw. mesohemerob	niedermoortypisch (Verlandungsröhrichte) bzw. bedingt niedermoortypisch bis niedermoorfremd (Landröhrichte)
Großseggenried	oligo- bis mesohemerob	niedermoortypisch bzw. bedingt niedermoortypisch (sekundäre Großseggenriede)
Kleinseggenried	oligo- bis mesohemerob	bedingt niedermoortypisch (sekundäre Kleinseggenriede) (bis niedermoortypisch)
Pfeifengraswiese	oligo- bis mesohemerob	bedingt niedermoortypisch
Bruchwald	oligo- bis mesohemerob	niedermoortypisch
Magerrasen, Altgrasbestände	meso bis euhemerob / euhemerob	niedermoorfremd
(Faulbaum-, Weiden-) Gebüsch	mesohemerob	bedingt niedermoortypisch bis niedermoortypisch
Kleingewässer, Graben-, Teichränder	oligo bis mesohemerob (Kleingewässer) euhemerob (ausgetrocknete Grabenränder)	niedermoortypisch bis bedingt niedermoortypisch / niedermoorfremd
Hochstauden, Ruderalfluren, Brachflächen	euhemerob	niedermoorfremd bzw. bedingt niedermoortypisch (feuchte Hochstaudenfluren)
Pionierstandorte (nach Entbuschung)	euhemerob	niedermoorfremd

Die landwirtschaftliche Nutzung auf Niedermoorflächen im Umfeld der Naturschutzgebiete ist als generell niedermoorfremd einzustufen.

Damit ergibt sich für das Pflanzeninventar der beiden Naturschutzgebiete, dass gerade einmal 47 % der Fläche als niedermoortypisch, niedermoortypisch bis bedingt niedermoortypisch oder bedingt niedermoortypisch eingestuft werden können (Abb. 3.3). 53 % der Fläche bestehen aus bedingt niedermoortypisch bis niedermoorfremden bzw. niedermoorfremden Biotoptypen. Dabei fallen insbesondere die großflächigen Magerrasen- und Altgrasbestände im Leipheimer Moos ins Gewicht, die zwar für Niedermoore nicht typisch sind, jedoch eine hohe naturschutzfachliche Wertigkeit für seltene Tierarten besitzen.

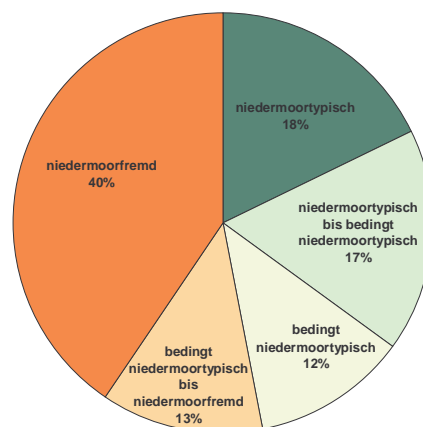


Abb. 3.3: Standortgerechtigkeit der Vegetation in den Naturschutzgebieten Langenauer Ried und Leipheimer Moos

3.4 Nutzungskonzept württembergisches Donauried

Neben der herausragenden Bedeutung als Wassergewinnungsgebiet für die Landeswasserversorgung ist das Donauried auch für die Landwirtschaft und den Naturschutz von hohem Wert. Die räumliche Allokation von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz birgt gleichzeitig ein hohes Konfliktpotenzial, da sich die Interessen der drei Gruppen teilweise widersprechen und nur schwerlich vereinbaren lassen (Abb. 3.1). In der Vergangenheit kam es daher immer wieder zu spannungsgeladenen Konfliktsituationen um das Wasser im Donauried (SCHNECK, 2002).



Abb. 3.1: Interessens- und Konfliktbereiche im Donauried (HAAKH, 1998)

Im Jahr 1996 wurde das „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“ ins Leben gerufen, eine interdisziplinäre Arbeitsgruppe unter dem Vorsitz des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Das Ziel der Arbeitsgruppe besteht darin, Entwicklungsperspektiven, Nutzungskonzepte und Maßnahmen für das Donauried unter Berücksichtigung der naturschutzfachlichen, landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Interessen zu erarbeiten. Die Interessen von Naturschutz, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Trinkwasserversorgung werden dabei von jeweiligen Vertretern bzw. Organisationen und den zuständigen Behörden vertreten. Schon früh bestand innerhalb der Arbeitsgruppe Einigkeit über die Ziele der Gesamtentwicklung des Donaurieds (HAAKH, 1998):

- Optimierung und Neuordnung der vorhandenen Nutzungsinteressen
- Erhaltung ökologisch wertvoller, naturnaher Strukturen und Bereiche
- Entwicklung naturnaher Bereiche auf ökologisch verarmten Flächen
- Naturnahe, ökologisch orientierte Umgestaltung des bestehenden Entwässerungsnetzes
- Erhaltung des Donaurieds als landesweit bedeutsames Trinkwassergewinnungsgebiet und Ausweisung von wasserwirtschaftlichen Schwerpunktbereichen
- Erhaltung der umweltverträglichen landwirtschaftlichen Nutzung und Ausweisung produktionsorientierter landwirtschaftlicher Schwerpunktbereiche

Als wesentliches Ergebnis der Arbeit dieser Arbeitsgruppe ist der Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried zu nennen. Es wurden Schwerpunktbereiche für die

Landwirtschaft, den Naturschutz und die Wasserwirtschaft festgelegt, innerhalb derer sich die Interessen jeweils eines Nutzers möglichst unbeeinträchtigt von denen der anderen Nutzer verwirklichen lassen sollen. Dazu wurde das Gebiet von den drei Gruppen zunächst in Bezug auf den Nutzungsanspruch und die Wertigkeit hin bewertet. So entstanden drei Karten mit Schwerpunktbereichen, die die Grundlage für den Kompromissfindungsprozess bildeten (Abb. 3.2, Abb. 3.3 und Abb. 3.4; HAAKH, 1998).

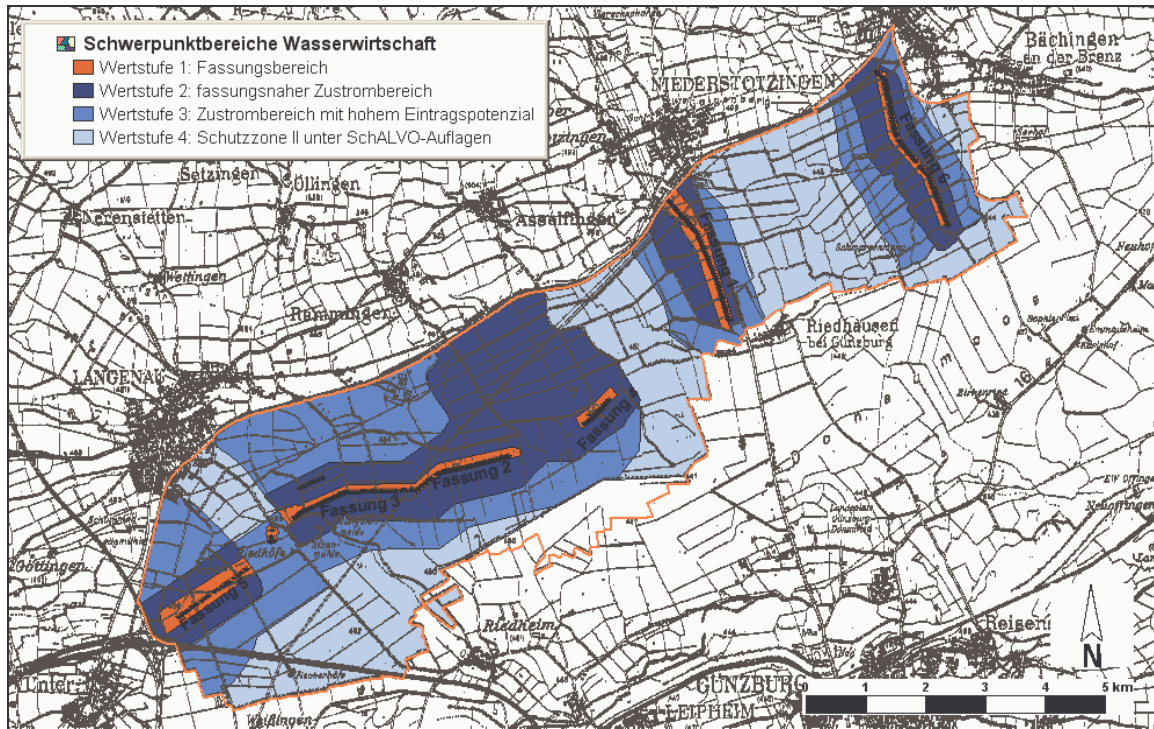


Abb. 3.2: Wasserwirtschaftliche Schwerpunktbereiche

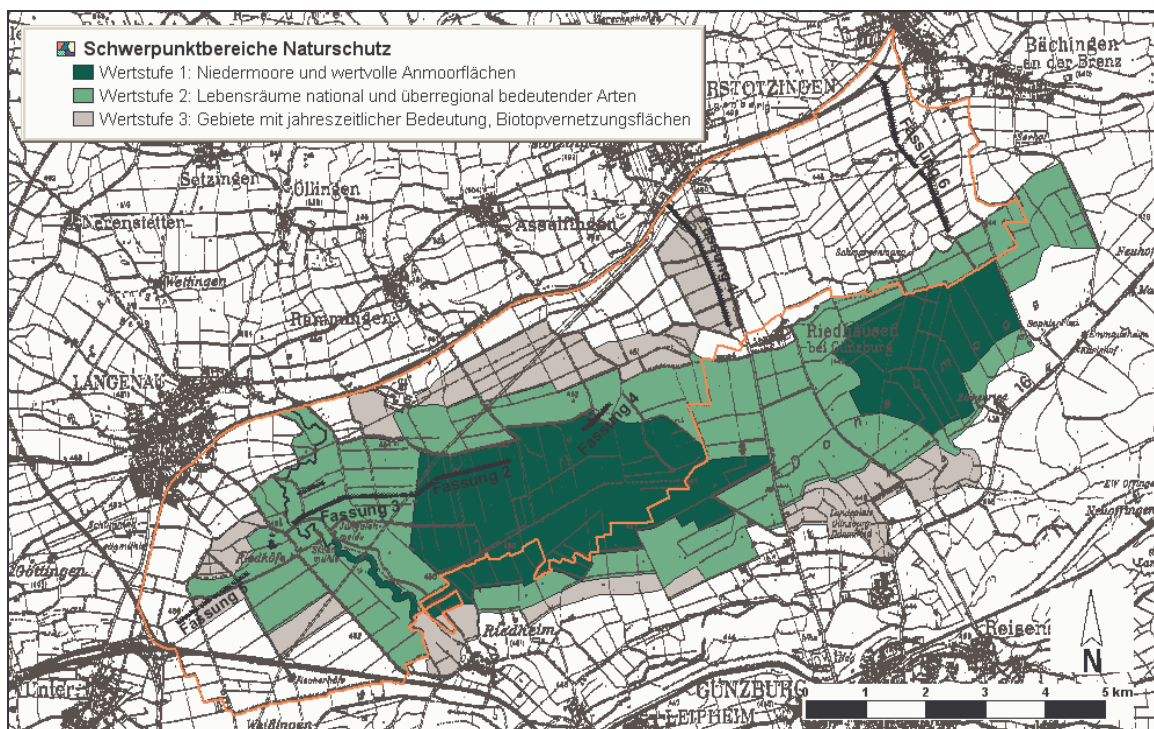


Abb. 3.3: Schwerpunktbereiche des Naturschutzes

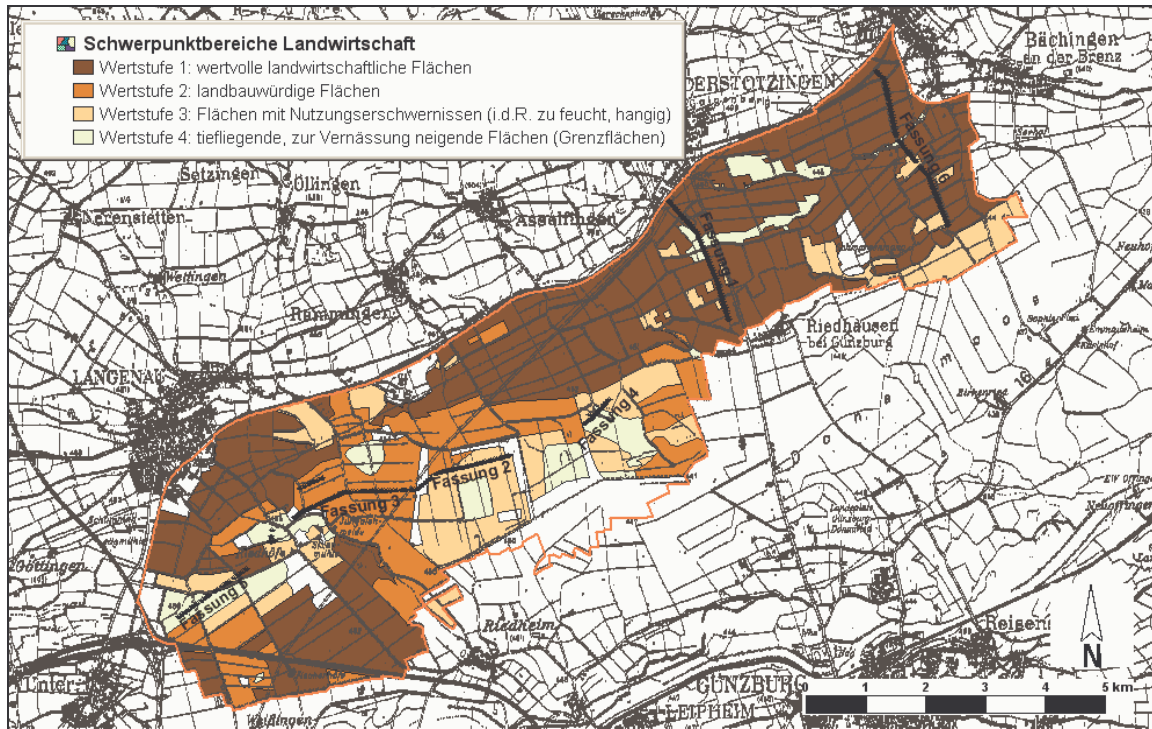


Abb. 3.4: Landwirtschaftliche Schwerpunktbereiche

Die Nutzungsanforderungen der drei Interessensgruppen innerhalb der Schwerpunktbereiche sowie die mögliche Vereinbarkeit mit den Nutzungsanforderungen der anderen Gruppen ist in Tab. 3.1 dargestellt. Die einzelnen Schwerpunktbereiche der Gruppen wurden überlagert und in einem Konsensfindungsprozess das Gebiet vollständig in Schwerpunktbereiche unterteilt (Abb. 3.5).

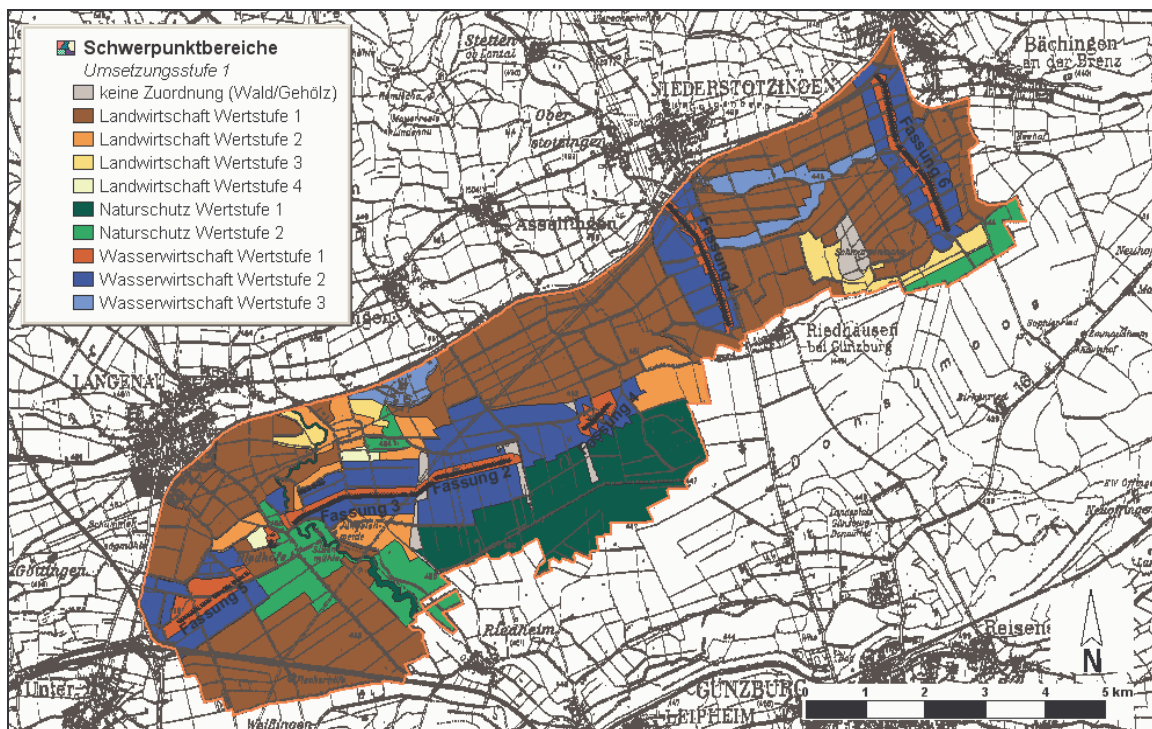


Abb. 3.5: Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried – Umsetzungsstufe 1

Tab. 3.1: Nutzungsanforderungen und Schwerpunktbereiche, gegliedert nach Wertstufen (HAAKH, 98)

	Wertstufe 1	Wertstufe 2	Wertstufe 3	Wertstufe 4
Landwirtschaft	wertvolle landwirtschaftliche Flächen <ul style="list-style-type: none"> vorrangig Ackernutzung <p><u>Wasserwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> gebietszutragliche Grundwasserbewirtschaftung 	landbauwürdige Flächen <ul style="list-style-type: none"> überwiegend Grünlandnutzung mit 3-4 Schnitten Silagegewinnung, Weide <p><u>Wasserwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> gebietszutragliche Grundwasserbewirtschaftung 	Flächen mit Nutzungsschwernissen (in der Regel zu feucht) <ul style="list-style-type: none"> Heuwerbung 	Grenzflächen (tiefliegend und zur Vernässung neigend) <ul style="list-style-type: none"> Grünland, Heuwerbung
Wasserwirtschaft	Fassungsbereich <ul style="list-style-type: none"> keinerlei weitere Nutzungen keine Düngung (Phosphat und Kali nur zum Erhalt der geschlossenen Grünlanddeckung) extensive Grünlandbewirtschaftung (2maliger Grünschnitt) <p><u>landwirtschaftliche Nutzungsform:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> extensive Grünlandnutzung <p><u>Naturschutz:</u> Wertstufe 2</p> <ul style="list-style-type: none"> Ausschluss von oberflächennahen Vernässungen 	unmittelbarer Zustrombereich in Fassungsnähe (< 500m Entfernung) <ul style="list-style-type: none"> unter Deckschichten mit hohem Eintragspotential (Flurabständen < 1,0 m unter An- und Niedermoorflächen) Zustrombereich in Trockenjahren bis 500 m Entfernung zur Fassungssreihe Bereiche bis zur mittleren unteren Scheitelung unter Mineralbodenflächen (ca. 200m östlich der Fassungen 1 und 6) Gebiete mit außergewöhnlicher Grundwasserhöffigkeit Absenkungsbereiche ($\Delta h \approx 2-3m$) mit Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt. <p><u>landwirtschaftliche Nutzungsform:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> (extensive) Grünlandnutzung Ausbringung von mineralischem Stickstoffdünger in geringen Mengen 2- bis 3-maliger Grünschnitt keine Weidehaltung Ausschluss von intensiver Landwirtschaft, insbesondere Ackerbau auf Anmoor- und Niedermoor <p><u>Naturschutz:</u> Wertstufe 2</p> <ul style="list-style-type: none"> Ausschluss von oberflächennahen Vernässungen Ausschluss von Naturschutzflächen mit oberflächennahem Wasseranspruch und erforderlich hohen Kapillaraufstiegsraten 	Zustrombereich mit einem Abstand > 500 m von der Fassungssreihe (bis zum Rand der Zone II bzw. 1000m unterstrom) <ul style="list-style-type: none"> Zustrombereich unter Deckschichten mit hohem Eintragspotential <p><u>landwirtschaftliche Nutzungsform:</u></p> <p>Bereiche >500 m Entfernung zu den Fassungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> Intensive Grünlandnutzung, Bewirtschaftung/Düngung unter SchALVO-Auflagen 3-4-maliger Grünschnitt Weidewirtschaft bei entsprechender Flächenpflege bzw. geringem Viehbesatz <p><u>Naturschutz:</u></p> <p>Naturschutzfläche der Wertstufen 1-3 möglich</p>	übrige Flächen innerhalb der engeren Schutzzone <p><u>landwirtschaftliche Nutzungsform:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Bewirtschaftung unter den SchALVO-Auflagen der engeren Wasserschutzzone <p><u>Naturschutz:</u></p> <p>Nutzungskonform mit NSG-Flächen der Wertstufen 1-3</p>
Naturschutz	Niedermoorflächen und wertvolle Anmoorbereiche <p><u>Wasserwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ganzjähriger oberflächennaher Grundwasserstand Schaffung und Erhalt von Überschwemmungsflächen Schaffung von Bereichen mit oberflächennahem Grundwasserstand Umbau der Entwässerungsgräben in ein Kulturgrabensystem mit zeitweiliger Bewässerungsfunktion Grabennutzungskonzept Verlegung abwasserführender Gräben aus der WSG-Zone I gebietszutragliche Grundwasserbewirtschaftung <p><u>Landwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Schaffung und Erhalt großflächiger naturnaher Bereiche zur Habitatsicherung bedrohter Tierarten nationaler und europäischer Bedeutung keine Ackernutzung extensive Grünlandnutzung (2-schürige Heumahd bzw. Nachweiden) artenreiche Streuwiesen kein chem. Pflanzenschutz Sonderauflagen bei bes. Biotopelementen 	Lebensräume auf anmoorigen, moorigen und mineralischen Standorten national und überregional bedeutender Arten <p><u>Wasserwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> gebietszutraglicher Grund- und Oberflächenwasserhaushalt Flurabstände 0-50 cm angepasste Grabenpflege <p><u>Landwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Ackernutzung auf mineral. Standorten möglich 2-3-schürige gebietsübliche Grünlandnutzung auf Moorstandorten bei Vorkommen bes. geschützter Arten ggf. Sonderregelungen 	Gebiete mit jahreszeitlicher Bedeutung für seltene Tierarten; Biotopvernetzungsflächen <p><u>Wasserwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> gebietszutraglicher Grund- und Oberflächenwasserhaushalt <p><u>Landwirtschaft:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ordnungsgemäße, ressourcenschonende Landwirtschaft bei Vorkommen besonders geschützter, seltener Arten oder zum Schutz besonders wertvoller Biotopelemente Sonderregelungen wie bei Wertstufe 1 oder 2 	

3.5 Numerisches Grundwassermodell Donauried

Wie aus der geologischen und hydrogeologischen Übersicht in Kap. 3.1.2 und 3.1.3 ersichtlich ist, sind die geologischen Verhältnisse durch die Kombination von mehreren Grundwasserstockwerken am Rand der Schwäbischen Alb sehr komplex. Eine Voraussage der Auswirkungen einer Wasserentnahme durch eine geschlossene analytische Berechnung ist nicht möglich. Deshalb wurde schon in den 70er Jahren ein erstes numerisches Grundwassermodell erstellt. Damals waren die Möglichkeiten der Modellierung durch die Rechenleistung der damaligen Computer stark begrenzt, deshalb wurde nur der Kiesaquifer, aus dem damals die alleinige Grundwasserentnahme erfolgte, modelliert. Dennoch konnten die Strömungsverhältnisse gut nachgebildet werden. Allerdings wurden die Interaktionen zwischen dem Karst- und dem Kiesaquifer durch eine festgelegte Zuströmung in die einzelnen Modellzellen abgebildet. Zu Beginn der 90er Jahre wurden mehrere Pumpversuche durchgeführt, bei denen Grundwasser aus dem tief liegenden Karstaquifer entnommen wurde. Ein mehrdimensionales, instationäres Grundwassermodell wurde Mitte der 90er Jahre aufgebaut und für stationäre und instationäre Strömungsprozesse geeicht. Das Grundwassermodell umfasst die Einzugsgebiete im Karst-, Kies- und Torfaquifer des Rieds links der Donau zwischen Ulm und Gundelfingen

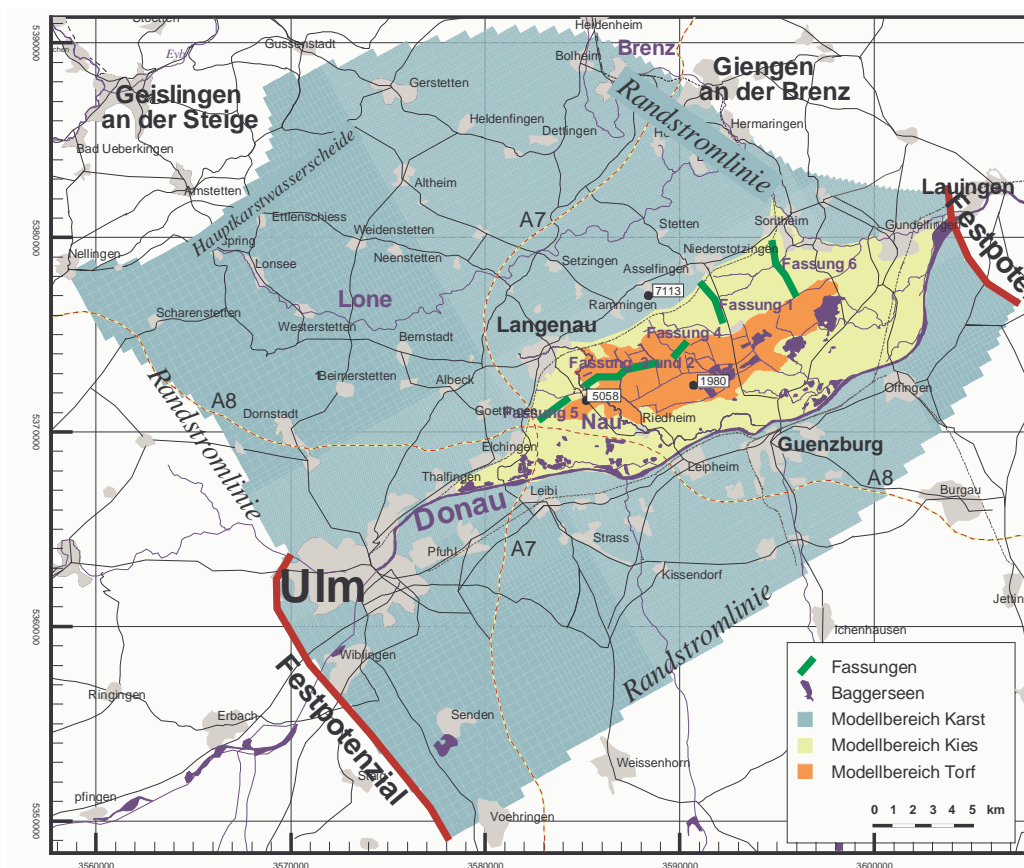


Abb. 3.1: Modellbereich mit Randbedingungen, sowie Lage einiger Grundwassermessstellen

Die horizontale Ausdehnung (siehe Abb. 3.1) wurde entsprechend den natürlichen Randbedingungen gewählt. Die nördliche Grenze des Karstaquifers bildet die Hauptkarstwasserscheide. Die Grenzen im Osten und Westen werden durch eine Randstromlinie gebildet, die

jeweils im Bereich der Donau auf eine Festpotentialrandbedingung übergeht. Im Süden wurde der Modellrand wiederum auf eine Randstromlinie gelegt. Die Grundwasserströmungsverhältnisse nördlich der Donau können aufgrund einer großen Zahl von Aufschlüssen vergleichsweise genau abgeleitet werden. Südlich der Donau nimmt die Informationsdichte ab, da der Karstaquifer hier von der Molasse überlagert ist und sich dadurch nach Süden in Tiefen größer 100 Meter unter der Geländeoberkante befindet.

Das Grundwasserbilanz- und Strömungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet dient der Bearbeitung folgender Aufgabenstellungen:

- Die Nachbildung und Prognose von Grundwasserständen im Nah- und Fernfeld der Entnahmen.
- Bewertung und Quantifizierung der Austauschraten zwischen Karst- und Kiesaquifer
- Bewertung und Quantifizierung der Austauschraten zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern (Grabensystem, Baggerseen sowie Brenz, Lone, Donau)
- Nachbildung der hydrologischen Schwankungen
- Abgrenzung der Einzugsgebiete der einzelnen Fassungen im Kiesaquifer
- Ermittlung der 50-Tage Linien für unterschiedliche hydrologische Verhältnisse im Kiesaquifer und Ermittlung der Gebietswasserbilanz
- Langfristige Modellierung der Grundwasserverhältnisse
- Prognose unterschiedlicher Entnahmeverteilungen im Donauried
- Untersuchung der Auswirkungen durch Verlagerung der Grundwasserentnahmen (z.B. in den Karstaquifer)

Die hauptsächliche Grundwasserentnahme erfolgt aus dem Kiesaquifer zwischen der Alb und der Donau. Er hat eine mittlere Breite von knapp 10 km und erstreckt sich über 30 km Länge nördlich der Donau von West nach Ost. Der Kiesaquifer wird neben der Grundwasserneubildung aus Niederschlag durch vertikale Aufstiege aus dem Karstaquifer von der Hochfläche der Schwäbischen Alb gespeist. Die generellen Strömungsverhältnisse sind in einem vertikalen Prinzipschnitt in Kap. 3.1.3, Abb. 3.1 dargestellt. Zwischen Karst- und Kiesaquifer befinden sich lokal zerklüftete Molasse und Zementmergelschichten, die die vertikale Interaktion stark beeinflussen. Der Kiesaquifer ist dazu noch von einem bis zu 6 Meter mächtigen Torfaquifer überlagert, der die wertvollen Ökosysteme mit Wasser versorgt. Die geologischen Schichtgrenzen der einzelnen Aquifere wurden zusammen mit dem LGRB (GLA, 1995) erarbeitet. Die vertikale Diskretisierung des numerischen Modells folgt den relevanten hydrogeologischen Einheiten. Dadurch ergeben sich 5 Modellschichten.

Die oberste Modellschicht bildet der Torfaquifer. Er ist gekennzeichnet durch ein ausgehntes Grabensystem und Moorbereiche. Die Fläche des modellierten Torfkörpers beträgt ca. 40 km². Ein horizontaler Grundwasserfluss ist kaum vorhanden. Die mittlere Mächtigkeit beträgt nur wenige Meter. Teilweise ist der Torf gut an den Kiesaquifer angeschlossen, es gibt aber auch dichte Strukturen, die eine hydraulische Interaktion verhindern. Die Basis des Torfaquifers wurde aus den Schichtgrenzen an den Grundwassermessstellen interpoliert. Sie entspricht nicht der Kiesoberkante, da mineralische Trennschichten zwischen Torf- und Kiesaquifer mit Mächtigkeiten zwischen 0 und 2 Metern liegen.

Der hauptsächlich zur Grundwasserentnahme genutzte Kiesaquifer erstreckt sich über 120 km². Er ist zwischen einem und 20 Meter mächtig. Die Kiesbasis wurde aus den Bohrinformationen vom LGRB erstellt. Südlich der Entnahmestellen gibt es eine große Zahl von Baggerseen, die im numerischen Modell berücksichtigt sind. Viele Gräben schneiden in den Kies- und Torfaquifer ein. Sie werden anhand einer Leakagerandbedingung im Modell berücksichtigt. Die Leakagehöhen werden mit dem Grundwassermodell gekoppelt über eine Wasserspiegellagenberechnung bestimmt. Unter dem Kiesaquifer folgt die Molasse.

Die Durchlässigkeiten der Molasse sind bei großen Mächtigkeiten (> 20 m) vergleichsweise gering. Bei geringen Mächtigkeiten nimmt die hydraulische Trennwirkung zwischen Kies- und Karstaquifer ab. Hier finden sich die größten Aufstiege aus dem Karstaquifer in den Kiesaquifer. Generell nimmt die Mächtigkeit von Nord nach Süd zu. Im Norden des Kiesaquifers fehlt die Molasse vollständig.

Zwischen Karst und Molasse liegen auch sehr gering durchlässige Zementmergel. Eine durchgehende Mächtigkeitsverteilung wie bei den anderen Schichten konnte nicht erstellt werden, da die Zementmergel nicht konsistent vorhanden sind und das Vorkommen unstrukturiert ist. Die Verteilung wurde anhand der Bohrprofile abgeschätzt.

Die größte Ausdehnung mit ca. 800 km² hat das Einzugsgebiet des Karstaquifers. Die Mächtigkeit des Karstaquifers nimmt von Norden nach Süden zu. In weiten Teilen im Norden des Donaurieds sind die Grundwasserverhältnisse im Karstaquifer ungespannt. Die in der Modellanpassung ermittelte Durchlässigkeitsverteilung nimmt bis in den Bereich des Donaurieds zu. Im tiefen Karst insbesondere südlich der Donau sind deutlich geringere Durchlässigkeiten zu finden als auf der Albhochfläche. Hier strömt tritiumfreies Karstwasser aus dem Molassebecken dem Donauried zu und vermischt sich mit dem vergleichsweise jungen Karstwasser von der Albhochfläche. Auf der Albhochfläche und am Rand des Donaurieds befinden sich mehrere Quellen mit zum Teil großen Schüttungen. Die wichtigsten sind die Lone- und die Nauquelle.

Als Programmcode wurde das vom USGS (MCDONALD, 1985 ff.) entwickelte Programmsystem MODFLOW verwendet. MODFLOW basiert auf dem Finite-Differenzen-Verfahren. Dabei wird der Betrachtungsraum in Rechtecke unterteilt, die auf der Schwäbischen Alb 500·500 Meter und im Nahbereich der Fassungen im Donauried 50·50 Meter Kantenlänge besitzen.

Das numerische Modell wurde einer stationären Modellkalibrierung unterzogen. Im Rahmen der stationären Modellbetrachtung wurden die Durchlässigkeitsverhältnisse und die Leakagekoeffizienten für alle Modellschichten bestimmt. Die Güte der Modellanpassung wurde anhand von gemessenen Piezometerhöhen und Abflüssen in den Gräben überprüft. Dazu wurden drei Stichtage bei mittleren, niedrigen und hohen Grundwasserständen verwendet. Auf der stationären Modelleichung aufbauend wurde das Modell für den Zeitraum 18.3.1993 bis 15.5.1999 instationär geeicht. Die zeitliche Auflösung des Berechnungszeitraumes ist auf der Basis von 10 Tagen erfolgt. Instationär veränderliche Randbedingungen bleiben inner-

halb dieser 10 Tage konstant. Die wichtigste instationäre Randbedingung ist die Grundwasserneubildung aus Niederschlag, die anhand von Klimadaten der Wetterstation Ulm sowie über die Niederschläge in Langenau und Etlenschieß bestimmt wurde. Dabei wurde die potentielle Verdunstung nach dem modifizierten Penman-Wendling-Verfahren zunächst berechnet. Anschließend erfolgt eine Bestimmung der Bodenwasserbilanz nach Pfau, die die Grundwasserneubildung und die tatsächliche Verdunstung liefert. Die sich so ergebende Neubildung, die potentielle Verdunstung und der Niederschlag in Langenau sind in Abb. 3.2 dargestellt.

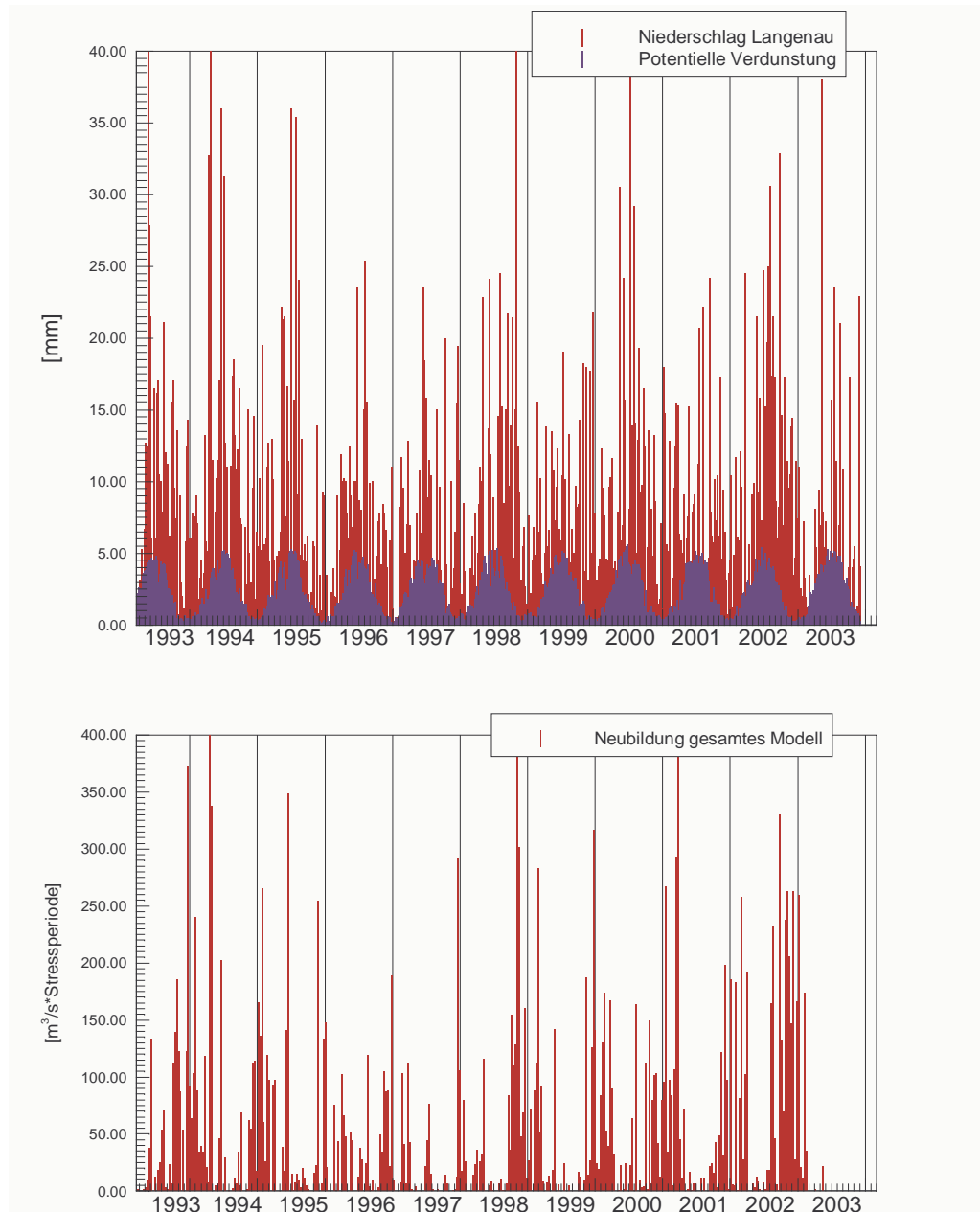


Abb. 3.2: Grundwasserneubildung im gesamten Modellbereich, potentielle Verdunstung und Niederschlag in Langenau

In Abb. 3.3 sind die maßgeblichen Bilanzgrößen des gesamten Systems dargestellt. Treibende Kraft und hauptsächliche Bilanzgröße ist die Grundwasserneubildung. Im Mittel liegt die Neubildung auf dem gesamten Modell bei $7 \text{ m}^3/\text{s}$. In Trockenzeiten sinkt die Neubildung

fast auf Null. Der Zustrom in den Kiesaquifer erfolgt fast zu gleichen Teilen aus Neubildung und Aufstieg aus dem Karstaquifer. Der Aufstieg von unten ist dabei in etwa zeitlich konstant und trägt so zur Vergleichmäßigung der Grundwasserstände bei. Die Entnahmen und der Abstrom in das Grabensystem sind mit Werten zwischen 0,8 und 3 m³/s die wichtigsten Abstromgrößen des Kiesaquifers. Der Austausch mit dem übergelagertem Torfaquifer ist dagegen gering.

Da in dem hier dokumentierten Forschungsprojekt die Nachbildung der realen Grundwasserstände eine wichtige Grundlage für die Ermittlung abgesicherter Aussagen ist, ist die Güte der Modellanpassung exemplarisch in Abb. 3.4 bis Abb. 3.6 anhand von gemessenen und berechneten Piezometerhöhenganglinien exemplarisch dargestellt.

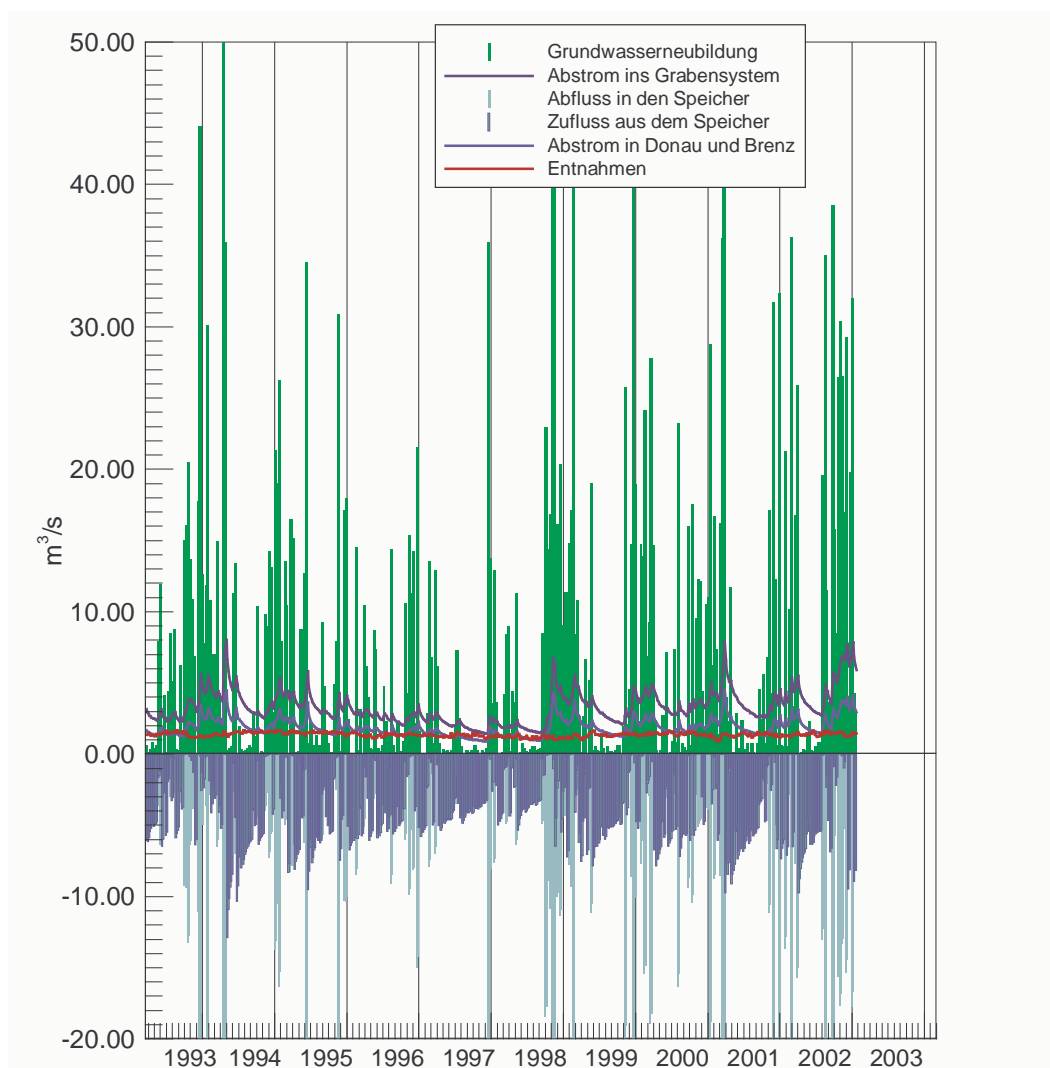


Abb. 3.3: Maßgebliche Bilanzgrößen des Grundwassermodells

Ausgewählt wurden Ganglinien aus Karst-, Kies- und Torfaquifer aus verschiedenen Bereichen mit unterschiedlichen Charakteristiken. Bei der Modelleichung wurde eine maximale Abweichung zwischen berechneten und gemessenen Piezometerhöhen von 1 % der maximalen Piezometerhöhendifferenz im jeweiligen Aquifer angestrebt, bei Piezometerhöhen zwischen 470 und 420 m+NN im Kiesaquifer bedeutet dies maximal 50 cm Differenz. Diese

Anpassung konnte für den Zeitraum 1993 bis 1999 fast durchgängig erreicht werden. Im Anschluss an die instationäre Eichung erfolgte die Validierung für den Zeitraum 1976 bis 1979. Auch hier zeigte sich eine gute Anpassung. Es ist somit davon auszugehen, dass das Grundwassermodell die wirklichen Verhältnisse bestmöglich nachbildet und auch prognosefähig im Hinblick auf die veränderten Entnahmesituationen ist.

Mit dem instationär geeichten Grundwassermodell wurden bereits mehrere Aufgabenstellungen erfolgreich bearbeitet. Dabei wurden z.B. die Auswirkungen im Hinblick auf die Gebietswasserbilanz oder Absenkungen bereits vor dem Forschungsprojekt erarbeitet. Das Grundwassermodell bildet somit eine wichtige Grundlage für die Ermittlung des Optimierungs- und Managementsystems im Rahmen des Forschungsprojekts.

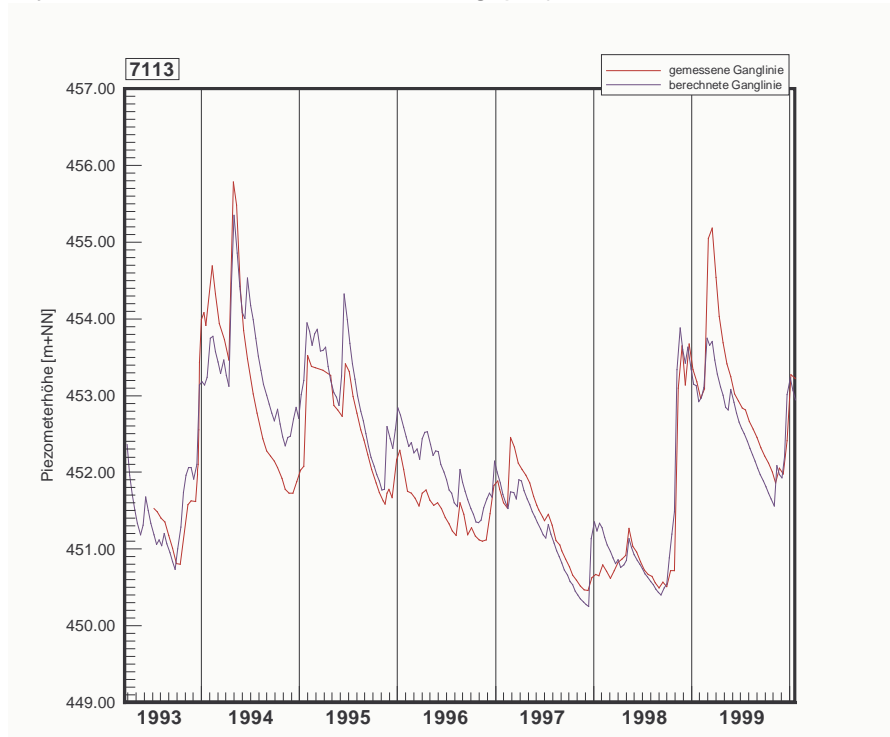


Abb. 3.4: Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 7113 mit Verfilterung im Karstaquifer

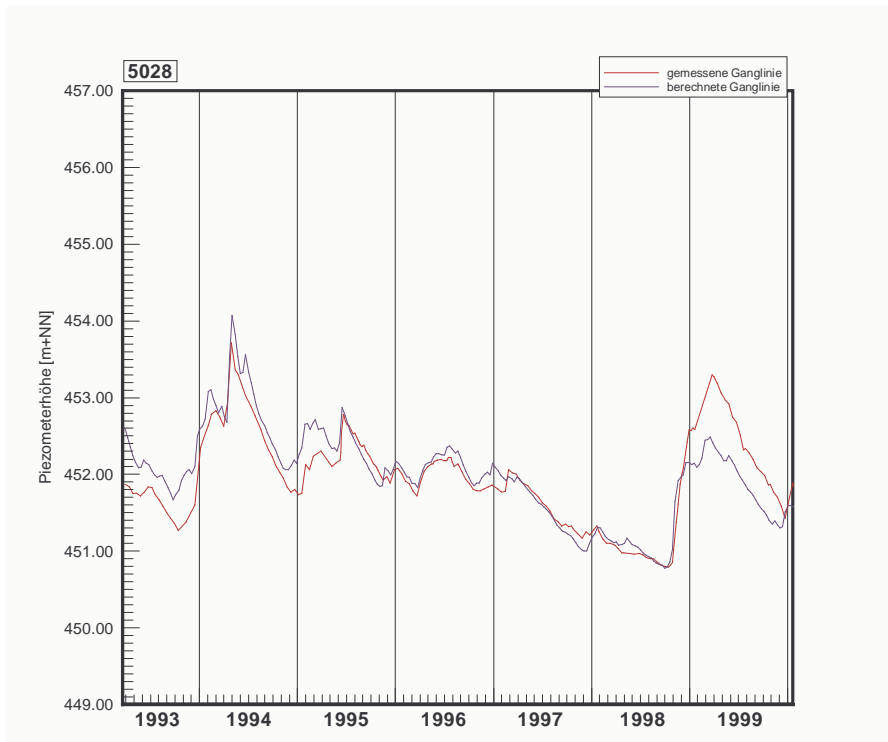


Abb. 3.5: Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 5028 mit Verfilterung im Kiesaquifer

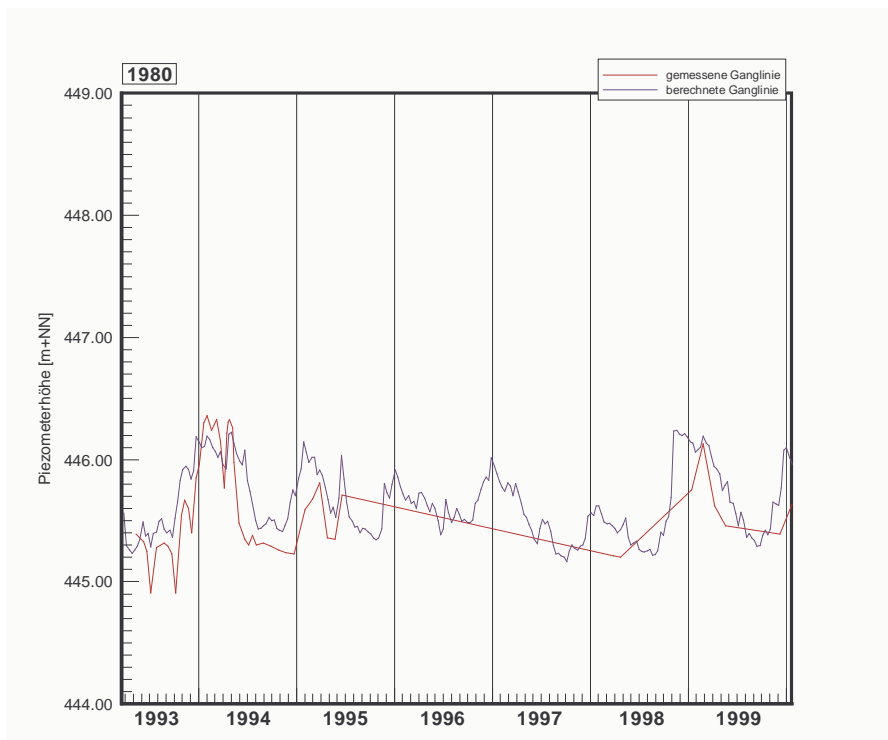
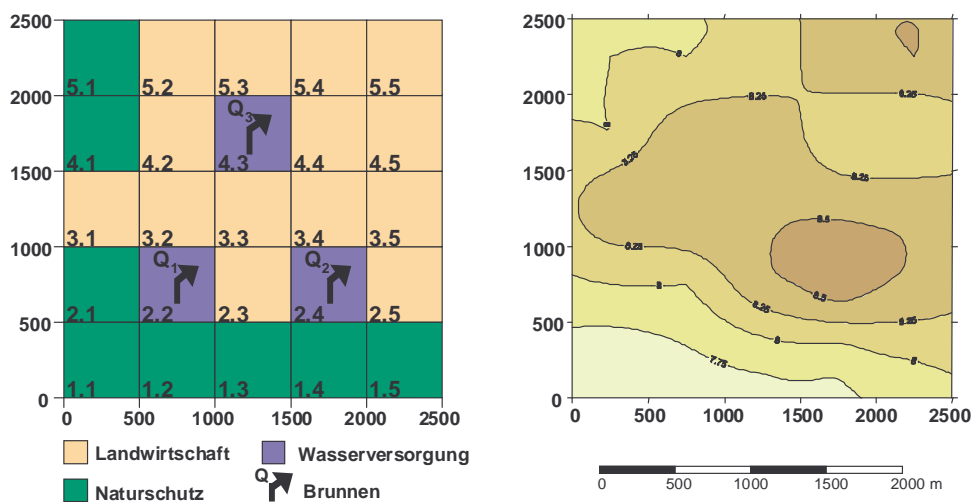


Abb. 3.6: Gemessene und berechnete Ganglinie an der Grundwassermessstelle 1980 mit Verfilterung im Torfaquifer

Berechnungsbeispiel I/IV

Annahmen zum Modellraum

Das Bewertungsverfahren soll an einem einfachen Berechnungsbeispiel verdeutlicht werden. Ausgangsbasis ist ein Modellraum mit 2500 · 2500 m², unterteilt in 25 Quadrate. Das Gelände weist ein relativ gleichförmiges Relief auf, die Geländehöhen schwanken zwischen 8,69 und 7,56 m ü. NN. Der Modellraum sei von seiner Entwicklung so entstanden, dass sich in einem früheren Feuchtgebiet zunächst die Landwirtschaft und später die Trinkwassergewinnung angesiedelt haben. Für die Quadrate soll eine nutzungsprioriäre Flächenzuordnung vorliegen („Nutzungskonzept“).



Prioritäre Flächennutzung und GOK des Modellraums

Hydraulik der Grundwasserströmung

Für die Modellbetrachtungen wird von folgenden Aquiferkennwerten eines freien Grundwasserleiters ausgegangen: $k_f = 6,6 \cdot 10^{-3} \frac{m}{s}$, $h_0 = 8 m$, $r_0 = 3000 m$.

Die Kenndaten der drei Brunnen gehen aus der Tabelle hervor. Die Piezometerhöhen im Modellgebiet werden gemäß der „Mehrbrunnenformel“ berechnet:

$$h^2 = h_0^2 + \frac{1}{\pi k_f} \sum_{i=1}^3 Q_i \cdot \ln \left(\frac{\sqrt{(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2}}{r_0} \right)$$

	Brunnen 1	Brunnen 2	Brunnen 3
x [m]	751	1755	1251
y [m]	751	755	1755
C_{Nitrat} [mg/L]	10	20	40

Fortsetzung auf S. 123

4 ANFORDERUNGEN AN DEN WASSERHAUSHALT

4.1 Übersicht

In diesem Kapitel werden die Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes an den Wasserhaushalt in einem Wassergewinnungsgebiet untersucht. Ziel ist die Ermittlung der für die Bewertung und Optimierung der Grundwasserentnahmen relevanten Bewertungs- und Zielgrößen (Def. vgl. Kap. 2.2).

Dazu werden zunächst die allgemeinen Zusammenhänge zwischen dem natürlichen Wasserhaushalt und den Anforderungen durch die drei Wassernutzer dargestellt. Darauf aufbauend wird für jeden Nutzer ein Leitbild entwickelt, welches das anzustrebende Ziel für die Grundwasserbewirtschaftung darstellt.

Aus den Leitbildern können dann die relevanten Bewertungsgrößen abgeleitet werden. Die Zielgrößen sollen in Form der für das Bewertungssystem benötigten Zielfunktionen (Kap. 2.4.3) anhand von allgemein verfügbaren bzw. vergleichsweise einfach zu erhebenden objektiven Datengrundlagen ermittelt werden.

4.2 Wasserversorgung

4.2.1 Allgemeines

Grundwasser stellt europaweit die bedeutendste Ressource zur Gewinnung von Trinkwasser für die öffentliche Wasserversorgung dar (Abb. 4.1).

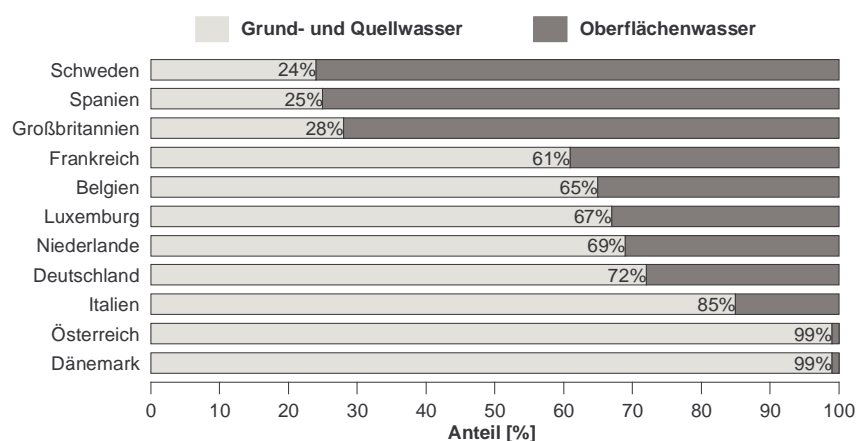


Abb. 4.1: Wasserbereitstellung für die öffentliche Wasserversorgung aus Grund- und Oberflächenwasser in Europa (Stand: 1993; Q: LANDESWASSERVERSORGUNG)

Im Jahr 2001 wurden 72,6 % des Wassers für die öffentliche Wasserversorgung in Baden-Württemberg aus Grund- und Quellwasser gewonnen (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, www.statistik.baden-wuerttemberg.de), in Deutschland waren es

74,1 % (STATISTISCHES BUNDESAMT, www.destatis.de). Der Anteil an Grundwasser für die Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung betrug im Jahr 2000 bundesweit 65 %, der Anteil von Quellwasser lag bei 9% (BGW, www.bundesverband-gas-und-wasser.de).

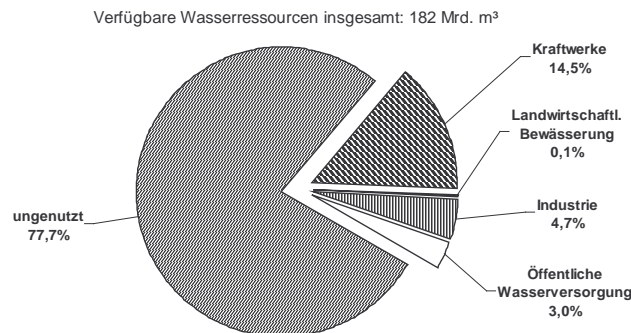


Abb. 4.2: Wassernutzung in Deutschland im Jahr 2000 (nach www.bundesverband-gas-und-wasser.de, 2002)

Die verfügbaren Wasserressourcen in Deutschland betragen 2001 182 Mrd. m³. Davon wurden 22,3 % (40,6 Mrd. m³) genutzt, der Anteil der öffentlichen Wasserversorgung lag bei 3,0% (5,5 Mrd. m³) (BGW, www.bundesverband-gas-und-wasser.de, 2002).

4.2.2 Quantitative Aspekte der Grundwasserbewirtschaftung

Grundwasser dient dem Menschen bereits seit Jahrtausenden als Trinkwasserspender. Die Kunst des Brunnenbaus stammt vermutlich aus der Sahara (MÜLLER, 1988). Sehr gute Brunnen wurden schon in der Zeit von 3000 bis 2500 v. Chr. im Indus/Pakistan gebaut. Es handelte sich um einfache, gemauerte Brunnen, in denen sich das Grundwasser sammeln und aus denen es dann mit Hilfe von Gefäßen an die Erdoberfläche befördert werden konnte.

Solch geringe Entnahmen führten zu keinen nennenswerten Änderungen im natürlichen Wasserhaushalt und Wasserkreislauf. Doch mit Beginn der Industrialisierung stieg der Wasserbedarf der Bevölkerung und der Industrie stark an, so dass immer neue Gewinnungsgebiete erschlossen werden mussten und gleichzeitig die Entnahmen intensiviert wurden. Dadurch geriet der Wasserhaushalt aus seinem natürlichen Gleichgewicht, in manchen Gebieten bestand die Gefahr der Übernutzung der Ressource (Summe aller Entnahmen größer als die Neubildung). Aus diesem Grund trat am 1. März 1960 in der Bundesrepublik Deutschland das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz, WHG) in Kraft, mit dem Ziel, einen einheitlichen Rahmen für die Bewirtschaftung der Gewässer zu schaffen und Übernutzungen zu verhindern (§1a WHG, 2002). Dem WHG folgten die Wassergesetze der Bundesländer. Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) wurde erstmals auch auf gesamteuropäischer Ebene ein einheitlicher und übergeordneter gesetzlicher Rahmen zur Ordnung der Wasserpolitik in den Ländern der Europäischen Union geschaffen. Mit der derzeit im Gesetzgebungsverfahren befindlichen EU-Grundwasserrichtlinie sollen darüber hinaus die Anforderungen der Richtlinie 80/68/EWG und der WRRL zusam-

mengeführt und ein umfassender Grundwasserschutz in der Europäischen Union gewährleistet werden.

Übergeordnete Ziele der WRRL sind (Art. 1 WRRL):

- die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosystemen und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- das Anstreben des stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt (...),
- die Sicherstellung der schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung und
- einen Beitrag zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren zu leisten.

Die zur Trinkwassergewinnung genutzten Wasserkörper stehen dabei unter einem besonderen Schutz (WRRL, Art. 7 Abs. 3): „Die Mitgliedsstaaten sorgen für den Schutz der ermittelten Wasserkörper, um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern. (...)“

KOBUS & MÖDINGER (2002) konstatieren, dass im Hinblick auf eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen der Entnahme von qualitativ hochwertigem Wasser in ausreichender Menge für die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser (i.S.d. Daseinsvorsorge) Vorrang vor allen anderen Nutzungen einzuräumen ist. Gleichzeitig wird aber festgestellt, dass den Wasserversorgungsunternehmen damit eine hohe Verantwortung im vernünftigen Umgang mit der Ressource Wasser zukommt. Weitere Nutzungen müssen bei der Bewirtschaftung ebenso berücksichtigt werden wie die Belange des aquatischen Ökosystems oder der vom Wasser abhängigen Ökosysteme.

Abb. 4.2 lässt vermuten, dass die Wassernutzung in Deutschland bereits nachhaltig ist. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Verfügbarkeit in Deutschland regional unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Insbesondere in Ballungszentren steht einem hohen Wasserbedarf für die Industrie und die privaten Haushalte oftmals ein geringes Wasserdargebot gegenüber (HAAKH, 2001).

Nach KOBUS & MÖDINGER (2002) sind Grundwasserentnahmen dann nachhaltig, wenn die Summe aller Entnahmen deutlich unter der halben Umsatzrate liegt, ein Orientierungsvorschlag hierzu liegt bei 20%. In diesem Wert ist der Wasserbedarf der Natur berücksichtigt. Dieser Wert ist jedoch teileinzugsgebietsbezogen zu überprüfen. Beispielsweise wird im Rhein-Neckar-Raum eine höhere Grundwasserentnahme durch eine verstärkte Infiltration aus den Oberflächengewässern vollkommen ausgeglichen.

Von besonderem Interesse für die vorliegende Fragestellung ist daher, wie viel Grundwasser an einem Standort für die Zwecke der Wasserversorgung entnommen werden kann, ohne dass die überregionale Nachhaltigkeit gefährdet ist. Diese Betrachtung muss auf der überregionalen Skala der Teileinzugsgebiete (i.S.d. WRRL) erfolgen. Bislang liegen solche Untersuchungen jedoch nicht vor bzw. sind derzeit erst im Entstehen. Aus diesem Grund kann der quantitative Aspekt (Gesamtentnahme) derzeit nicht als Bewertungsgröße für die Wasserversorgung im Bewertungssystem berücksichtigt werden, obwohl dies aus Vollständigkeitsgründen notwendig wäre.

4.2.3 Qualitative Aspekte des Grundwasserschutzes

Grundwasser besitzt durch die langen Verweilzeiten und Selbstreinigungsprozesse im Untergrund natürlicherweise eine hohe Reinheit, eine konstante Temperatur und einen ausgezeichneten Geschmack. Anthropogen unbelastetes Grundwasser ist in der Regel ohne Einschränkungen und ohne die Notwendigkeit einer Aufbereitung für den menschlichen Genuss geeignet. Doch anthropogen un- oder gering belastetes Grundwasser ist mittlerweile ein seltenes Gut geworden. Das Grundwasser ist einer Vielzahl an punktuellen und diffusen Beeinträchtigungen und Belastungen ausgesetzt, die durch menschliche Tätigkeiten hervorgerufen werden:

- Nitrat- und Pflanzenschutzmitteleintrag aus der Landwirtschaft,
- Kontamination durch Verkehr,
- unsachgemäßer Umgang mit wassergefährdenden Stoffen in der Industrie,
- Einträge von Altstandorten und Altablagerungen (z.B. CKWs),
- Abwassereintrag durch undichte Rohrleitungen und
- diffuse Einträge aus der Atmosphäre, Freizeitaktivitäten, usw.

Die natürliche Reinheit des Grundwassers wird von vielen Seiten bedroht und beeinträchtigt. Dies spiegelt sich beispielsweise in den jährlich veröffentlichten Messwerten der Grundwasserdatenbank Wasserversorgung Baden-Württemberg wider. Insbesondere beim Parameter Nitrat, für dessen Eintrag in erster Linie die Landwirtschaft verantwortlich zu machen ist, verharrten die Werte seit Jahren auf einem hohen Niveau. 4% der im Jahr 2000 für die Grundwasserdatenbank Wasserversorgung beprobten Messstellen wiesen eine Nitratkonzentration auf, die über dem Trinkwasser-Grenzwert von 50 mg/L lag. Etwa 70% aller beprobten Messstellen wiesen einen Nitratgehalt oberhalb der natürlichen Grundbelastung von 10 mg/L auf (GRUNDWASSERDATENBANK WASSERVERSORGUNG, 2001). Den Wasserversorgungsunternehmen bleibt bei hoch nitratbelasteten Grundwasservorkommen nur die Alternative, die Rohwässer mit nitratärmeren Wässern zu mischen, kostenintensiver aufzubereiten (z.B. Membranfiltration) oder die kontaminierten Brunnen stillzulegen.

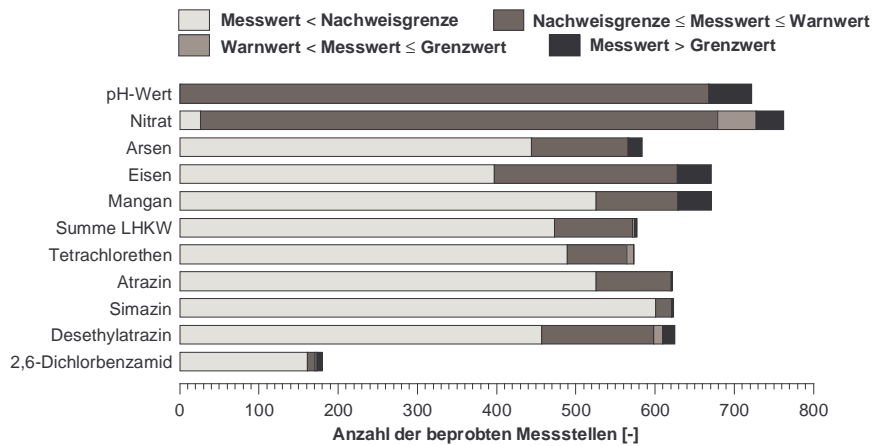


Abb. 4.1: Problematische Parameter in den Rohwassermessstellen Baden-Württembergs (Ergebnisse der Beprobung 2000; GWDB WASSERVERSORGUNG, 2001; verkürzt)

Pflanzenschutzmittel kommen natürlicherweise im Grundwasser gar nicht vor und sind deshalb ein eindeutiges Indiz für eine anthropogene Belastung. Bei den Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Zwar sind die Konzentrationen des deutschlandweit bis 1991 eingesetzten Pflanzenschutzmittels Atrazin durch dessen Verbot seither rückläufig, dennoch wurden im Jahr 2000 in Baden-Württemberg noch an 2% aller Messstellen Konzentrationen von über 1 µg/L von dessen Abbauprodukt Desethylatrazin gemessen. Hieran lässt sich deutlich das lange „Gedächtnis“ des Grundwassers erkennen, das aus den Verweilzeiten von mehreren Jahrzehnten im Untergrund resultiert. Bei den Pflanzenschutzmitteln (PSM) stellt sich zudem das Problem, dass nur diejenigen nachgewiesen werden können, nach denen auch gesucht wird. PSM sind hochkomplexe organische Verbindungen, über deren Abbauverhalten in aller Regel nur wenig bekannt ist bzw. die Abbaureaktionen von einer Vielzahl von Umwelteinflüssen abhängig sind. Daher besteht die Gefahr, dass potenziell gesundheitsgefährdende Substanzen im Grundwasser vorhanden sind, nach denen bislang aber nicht gesucht wird.

Tab. 4.1: Pflanzenschutzmittelwirkstoffe mit Positivbefunden (GWDB WV, 2001)

Parameter	Anzahl der Messstellen			Maximalwert [µg/L]
	beprob	>Nachweisgrenze	>Grenzwert	
Desethylatrazin	625	168	15	0,29
Atrazin	622	96	2	0,17
Simazin	623	22	2	0,12
2,6-Dichlorbenzamid	180	19	7	0,49
Desiospropylatrazin	572	4	0	0,06
Haxazinon	299	4	0	0,09
Bromacil	260	4	0	0,08
Terbutylazin	621	2	0	0,04
Desethylterbutylazin	566	2	0	0,07
Isoproturon	101	1	0	0,03

Die Gesamthärte des Grundwassers ist anders als die oben genannten Parameter von den geogenen Randbedingungen abhängig. Bei der Passage durch den Untergrund löst das

Grundwasser Calcium- und Magnesiumionen aus dem umgebenden Gestein und verändert dabei seine Härte. Während in Baden-Württemberg im Bereich des Schwarzwalds und des Odenwalds weiche Wässer mit Gesamthärten von unter 7° dH (1,25 mmol/l) vorkommen, weist das Grundwasser der Schwäbischen Alb einen Härtegrad von 20° dH (3,58 mmol/l) und darüber auf. Die Härte des Trinkwassers hat keine negativen Auswirkungen für die Gesundheit der Konsumenten, hartes Wasser kann sich bei heranwachsenden Menschen sogar positiv auf das Knochenwachstum auswirken. Dennoch erwartet die Bevölkerung von ihrem Wasserversorger in zunehmendem Maße die Bereitstellung von weichem Wasser (Härtestufe ≤ 2). Dies liegt in den negativen Begleiterscheinungen bei der Erwärmung von hartem Wasser begründet. Bei diesem Vorgang fallen die Calcium- und Magnesiumionen aus und führen so nach und nach zu einer Verkalkung und einer beschleunigten Alterung von Warmwassergeräten (Bildung von Kesselstein).

Die Wasserversorgungsunternehmen müssen den Wünschen ihrer Kunden nach weicherem Wasser Rechnung tragen und sind deshalb vielfach gezwungen, das gewonnene Rohwasser vor der Abgabe zu entkarbonisieren. Da dies nur durch eine aufwändige Verfahrenstechnik möglich ist, ist die Entkarbonisierung teuer und hat in der Regel steigende Wasserpreise zur Folge.

Artikel 9 der EU-WRRL besagt, dass bis zum Jahre 2010 der Wasserpreis die tatsächlichen Kosten, die bei der Wasserbereitstellung entstehen, berücksichtigen muss. Dabei sind unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips alle Kosten für Wasserdienstleistungen sowie die umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten mit einzurechnen. Auf diese Weise soll ein Anreiz geschaffen werden, die Ressourcen effizient und umweltverträglich zu nutzen (WRRL, 2000). Durch die Berücksichtigung der Umweltauswirkungen der Entnahmen im Wasserpreis ist europaweit mit steigenden Wasserpreisen zu rechnen, was (wenn man die Erfahrungen in Deutschland zu Grunde legt) einen Rückgang des Pro-Kopf-Verbrauchs zur Folge haben dürfte.

Beim Wasserpreis [$\text{€}/\text{m}^3 \cdot \text{a}$] dominieren in der Regel die Fixkosten mit einem Anteil von ca. 80%. Bei rückläufiger Wasserabgabe steigt daher der spezifische Wasserpreis überproportional an.

Der Öffentlichkeit sind solche Preissteigerungen insbesondere in wirtschaftlich schwierigen Zeiten nur schwer zu vermitteln. Die Wasserversorgungsunternehmen werden daher in Zukunft in verstärktem Maße dazu übergehen, „günstiges“ Wasser zu fördern, um die Preissteigerungen wenigstens teilweise auszugleichen. „Günstiges“ Wasser kann beispielsweise aus denjenigen Wassergewinnungsanlagen gefördert werden, die bereits von Natur aus eine hohe Rohwasserqualität aufweisen und dementsprechend kein oder nur ein geringer Aufbereitungsbedarf besteht. Der gewinnungsanlagenbezogene Wasserpreis hängt außerdem von der Lage und der Entfernung der Anlage vom Wasserwerk ab. Je weiter eine Anlage vom Werk entfernt liegt bzw. je größer der zu überwindende Höhenunterschied ist, desto größer ist der notwendige Energieeinsatz für die Pumpen (hier spielt auch der Wirkungsgrad der Pumpen eine Rolle) und umso höher ist der spezifische Wasserpreis. Die Wirtschaftlichkeit der Wassergewinnung und -aufbereitung stellt für das Wasserversorgungsunternehmen eine wesentliche Größe für dessen wirtschaftliche Leistungsfähigkeit dar.

4.2.4 Entwicklung des Leitbildes für die Wasserversorgung

Aus den oben beschriebenen Zusammenhängen wurde das Leitbild für die Wasserversorgung entwickelt, das für die Bestimmung und Festlegung der Bewertungsgrößen und die Optimierung von grundlegender Bedeutung ist.

Leitbild der optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Wasserversorgung

**Nachhaltige und bedarfsorientierte Gewinnung von Grundwasser guter Qualität.
Minimierung der durch die Förderung und Aufbereitung des Wassers entstehenden Kosten.**

Das Leitbild der Wasserversorgung umfasst den quantitativen Aspekt, qualitative Gesichtspunkte (die sich z.B. aus den Vorgaben der Trinkwasserverordnung ergeben) und ökonomische Belange (Trinkwasser ist kein Luxusgut, sondern ein Menschenrecht und muss deshalb auch bezahlbar bleiben).

Die langfristige Nutzbarkeit der Ressource ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen im Gesamteinzugsgebiet ca. 20% der verfügbaren Wassermenge nicht überschreitet, da der Wasserbedarf von Flora und Fauna im Gebiet berücksichtigt werden muss (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Ein Wassergewinnungsgebiet stellt dabei nur einen kleinen Teil eines meist sehr viel größeren Teileinzugsgebiets dar. Im Rahmen des hier vorgestellten Bewertungssystems werden die Auswirkungen der Grundwasserentnahmen auf die zu den Wassergewinnungsgebieten benachbarten Regionen nicht untersucht. Dies muss in einem größeren Rahmen auf einer überregionalen Ebene geschehen. In der Konsequenz ergibt sich daraus, dass die Gesamtentnahme im Wassergewinnungsgebiet nur dann als Bewertungsgröße verwendet werden kann, wenn zuvor auf einem kleineren Maßstab untersucht wurde, wie hoch die Gesamtentnahme maximal sein darf, damit die Wasserbilanz im Gesamteinzugsgebiet ausgeglichen ist. Solche Vorgaben werden in den kommenden Jahren im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet. Da diese Vorgaben aber bislang noch fehlen, wird die Gesamtentnahme im Bewertungssystem als Randbedingung integriert. Die Kopplung des hier entwickelten Bewertungs- und Optimierungssystems mit einem überregionalen Modell stellt eine sinnvolle Weiterentwicklung des Systems dar.

4.2.5 Bewertungskriterien für die Wasserversorgung

Die Auswahl der Bewertungsgrößen für die Wasserversorgung ist von den spezifischen Problemen und Fragestellungen innerhalb des Wassergewinnungsgebiets und den Interessen der Wasserversorgungsunternehmen abhängig. Nach ihnen richten sich die im Bewertungssystem zu berücksichtigenden Bewertungskriterien.

Wie bereits in Kap. 2.4.2 beschrieben wurde, soll die Gesamtzahl der Bewertungskriterien gering gehalten werden. Aus diesem Grund empfiehlt es sich, zunächst zu untersuchen, welche Wasserqualitätsparameter für den Wasserversorger die größte Bedeutung besitzen. Dabei kann die Beantwortung der folgenden Fragen wertvolle Hinweise liefern, ob ein Qualitätsparameter als Bewertungskriterium herangezogen werden soll:

- Besteht die Gefahr, dass Grenzwerte der Trinkwasserverordnung erreicht oder überschritten werden?
- Ist ein signifikant steigender Trend i.S.d. WRRL im Rohwasser erkennbar?
- Besteht eine Selbstverpflichtung des Wasserversorgers gegenüber seinen Kunden?
- Besteht ein Interesse der Öffentlichkeit an einem bestimmten Parameter (Außenwirkung)?
- Existieren Anlagenteile im Wasserwerk oder bei der Wasserverteilung, die bestimmte Anforderungen an die Wasserqualität stellen?

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus den Untersuchungen im Donauried wird ein Orientierungswert von maximal zwei zu berücksichtigenden Wasserqualitätsparametern vorgeschlagen, wenn der Kostenaspekt ebenfalls berücksichtigt werden soll.

4.2.5.1 Wasserqualität

Die Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) stellt eine wichtige gesetzliche Grundlage zur Beurteilung der Trinkwasserqualität dar. Sie legt durch Grenzwerte maximal zulässige Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen am Ausgang des Wasserwerks fest. Diese Grenzwerte dürfen nicht überschritten werden, da ansonsten das Wasser nicht mehr an die Verbraucher abgegeben werden darf. Die TrinkwV gilt für Trinkwasser, eine Übertragung der Grenzwerte auf nicht zur Trinkwassernutzung bestimmtes Wasser oder Rohwasser ist rechtlich nicht zulässig. Die Anwendung der Grenzwerte entsprechend der TrinkwV im Bewertungssystem ist folglich nur für die Beurteilung der Wasserqualität am Werksausgang möglich. D.h. es muss die Wasserqualität des Mischwassers bewertet werden, die sich aus den Rohwasserqualitäten der Wassergewinnungsanlagen sowie den durchgeführten Aufbereitungsschritten ergibt.

Tab. 4.1: Grenzwerte der TrinkwV für ausgewählte Wassergüteparameter

Parameter	Dimension	Grenzwert
Elektrische Leitfähigkeit bei 20°C	mS/m	250
pH-Wert	-	6,5 / 9,5
Oxidierbarkeit	mg/l O ₂	5
Ammonium	mg/l	0,5
Nitrat	mg/l	50
Nitrit	mg/l	0,1
Sulfat	mg/l	240
Chlorid	mg/l	250
Blei	mg/l	0,025
Cadmium	mg/l	0,005
Chrom, gesamt	mg/l	0,05
Nickel	mg/l	0,02
Quecksilber	mg/l	0,001
Eisen	mg/l	0,2
Mangan	mg/l	0,05
Aluminium	mg/l	0,2
Summe PAK	mg/l	0,0001
PSM und Biozidprodukte einzeln	mg/l	0,0001
Summe PSM und Biozidprodukte	mg/l	0,0005

Das Leitbild der Trinkwasserversorgung ist die Bereitstellung von anthropogen unbelastetem Trinkwasser. Im optimalen Fall entsprechen also die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des abgegebenen Trinkwassers denen des natürlichen Hintergrundwertes im Grundwasser. Die Hintergrundwerte unterscheiden sich von Gewinnungsgebiet zu Gewinnungsgebiet und sind von den natürlichen Gegebenheiten wie der Lithologie und der Geologie abhängig.

Im theoretischen Fall beginnen die Zielfunktionen der Wassergüteparameter somit bei der natürlichen Hintergrundkonzentration mit einem Zielerfüllungsgrad von 100% und enden beim Grenzwert der TrinkwV, wo sie einen Zielerfüllungsgrad von 0% annehmen. Der einfachste Verlauf der Zielfunktion zwischen den beiden Eckwerten ist linear fallend (Abb. 4.1, Kurve (1)). Mit der Linearität geht die Aussage einher, dass beispielsweise der Sprung von 10 mg/l Nitrat auf 25 mg/l für den Wasserversorger dieselbe Verschlechterung mit sich bringt wie der Sprung von 25 mg/l auf 40 mg/l. Andersartige Verläufe sind denkbar, müssen jedoch hinreichend und nachvollziehbar begründet werden. In der Abb. 4.1 drückt Kurve (2) eine hohe, Kurve (3) eine geringe Toleranz des Wasserversorgers gegenüber einer höheren Nitratkonzentration im Mischwasser aus.

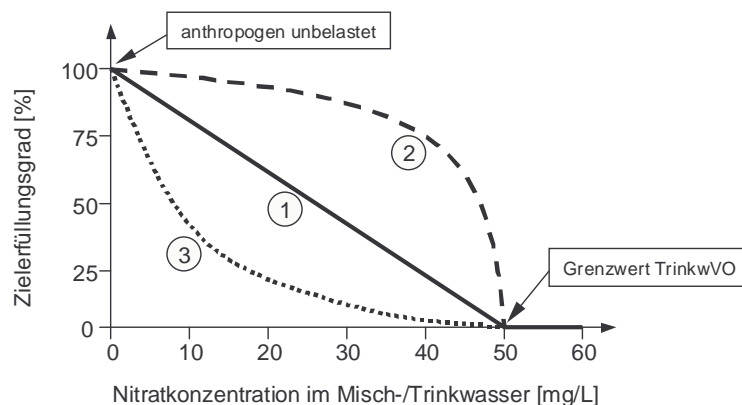


Abb. 4.1: Verschiedene Verläufe der Zielfunktion für den Wassergüteparameter Nitrat

In der praktischen Anwendung sollten die Zielfunktionen an die realen Gegebenheiten und Möglichkeiten angepasst werden. Einerseits kann ein anthropogen unbelastetes Trinkwasser in der heutigen Zeit durch die Vielzahl menschlicher Aktivitäten im Einzugsbereich der Wassergewinnungsgebiete praktisch nicht mehr gewonnen werden, andererseits sind Konzentrationen knapp unterhalb des Trinkwassergrenzwerts für Wasserversorgungsunternehmen problematisch. Die Zielfunktionen sollten sich an den tatsächlichen Konzentrationen im Rohwasser und der angestrebten Konzentration im Misch-/Trinkwasser orientieren (Abb. 4.2).

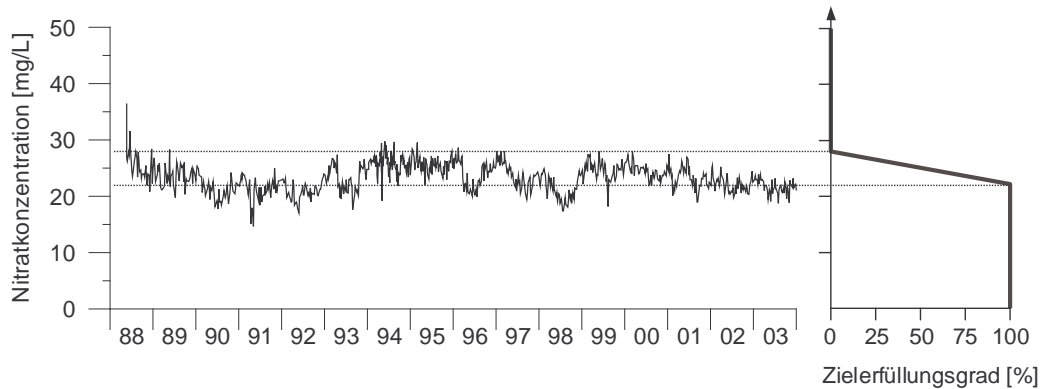


Abb. 4.2: Den realen Gegebenheiten angepasste Zielfunktion (Nitratkonzentration im Reinwasserbehälter des WW Langenau)

4.2.5.2 Kosten durch Wassergewinnung und Wasseraufbereitung

Die gewinnungsanlagen-spezifischen Kosten des Rohwassers, die durch die Wassergewinnung und -aufbereitung entstehen, stellen sich im wesentlichen wie die Wassergüteparameter dar. Bewertet werden die Gesamtkosten, die sich aus dem Zusammenspiel aller Wassergewinnungsanlagen ergeben. Die Kosten müssen daher für jede Wassergewinnungsanlage separat berechnet und auf die jeweils gewonnene Wassermenge bezogen werden. In die Betriebskosten müssen dabei all jene Kosten eingehen, die direkt dem Rohwasser der Gewinnungsanlagen zugerechnet werden können, bis dieses das Wasserwerk als Trinkwasser verlässt (Abb. 4.1).

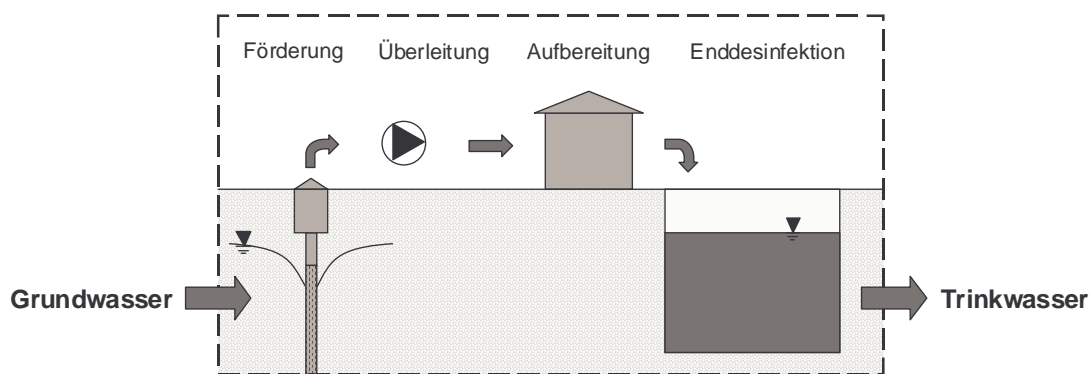


Abb. 4.1: Kontrollraum für die zu berücksichtigenden Kostenfaktoren

Im einzelnen sind dies:

- die Energiekosten, die durch das Zutagefördern des Grundwassers und die Überleitung vom Förderwerk zum Wasserwerk entstehen,
- die Kosten, die durch die Aufbereitung des Rohwassers zu Trinkwasser entstehen (z.B. Stoffe zur Wasseraufbereitung und Desinfektionsmittelzugabe) und
- Wassersteuern (Wasserentnahmeentgelt).

Die spezifischen Kosten für die Wassergewinnung und Wasseraufbereitung pro Gewinnungsanlage berechnen sich dann nach folgender Gleichung:

$$K_{spez} = \frac{K_E + K_A + WSt}{Q} \quad \left[\frac{EUR}{m^3} \right] \quad Gl. 4.1$$

K_{spez} = gewinnungsanlagenspezifische Kosten zur Herstellung von Trinkwasser aus Grundwasser [EUR/m³]
 K_E = Energiekosten [EUR]
 K_A = Aufbereitungskosten [EUR]
 WSt = Wassersteuer [EUR]
 Q = gewonnene Wassermenge [m³]

Je geringer die Gesamtkosten der gewählten Bewirtschaftungsstrategie sind, desto vorteilhafter ist dies für das Wasserversorgungsunternehmen. Aus diesem Grund ähnelt der Verlauf der Zielfunktion für die Kosten dem der Wassergüteparameter. Auch hier gilt, dass die Zielfunktion in einem realistischen und den realen Gegebenheiten angepassten Bereich liegen soll. Der Zielerfüllungsgrad von 100% wird erreicht, wenn das gesamte Wasser aus der „günstigsten“ Gewinnungsanlage entnommen wird, ein Zielerfüllungsgrad von 0% dann, wenn alles aus der „teuersten“ Gewinnungsanlage gefördert wird. Hierbei sind wasserrechtliche Einschränkungen (z.B. maximal zulässige Fördermenge) und technische Randbedingungen (z.B. Aufbereitungskapazitäten und Pumpenleistungen) zu berücksichtigen.

4.2.5.3 Flurabstand

Schließlich ist der Zustrombereich zu den Wassergewinnungsanlagen einer genaueren Betrachtung zu unterziehen, innerhalb dessen sich Anforderungen an den Flurabstand ergeben können. Hierbei sind all diejenigen Flächen zu berücksichtigen, die Auswirkungen auf die Grundwasserqualität haben können, wenn der Grundwasserstand in einen bestimmten Bereich eindringt. Dazu zählen beispielsweise Altlastenstandorte, von denen eine Grundwassergefährdung ausgeht, wenn das Grundwasser in Kontakt mit der Altlast kommt (Mobilisierung von Schadstoffen). Für solche Flächen eignen sich Zielfunktionen, die dem Flurabstand bis zur maximalen Tiefe der Altlast (ggf. zzgl. eines Sicherheitszuschlages) einen Zielerfüllungsgrad von 0% zuweisen (Abb. 4.1), da solche Flurabstände aus Sicht der Wasserversorgung unerwünscht sind. Altlastenkataster und Altlastenerkundungen stellen die notwendigen Informationen zur Abschätzung der Gefährdung bereit. Je nachdem, wie hoch die von der Altlast ausgehende Gefährdung ist, können vertiefte Untersuchungen zur Bestimmung der Grenzflurabstände notwendig werden. Das Wassergefährdungspotenzial kann bei Kenntnis der Art der Altlast über die Angaben in der Verwaltungsvorschrift für wassergefährdende Stoffe (VwVwS) abgeschätzt werden.

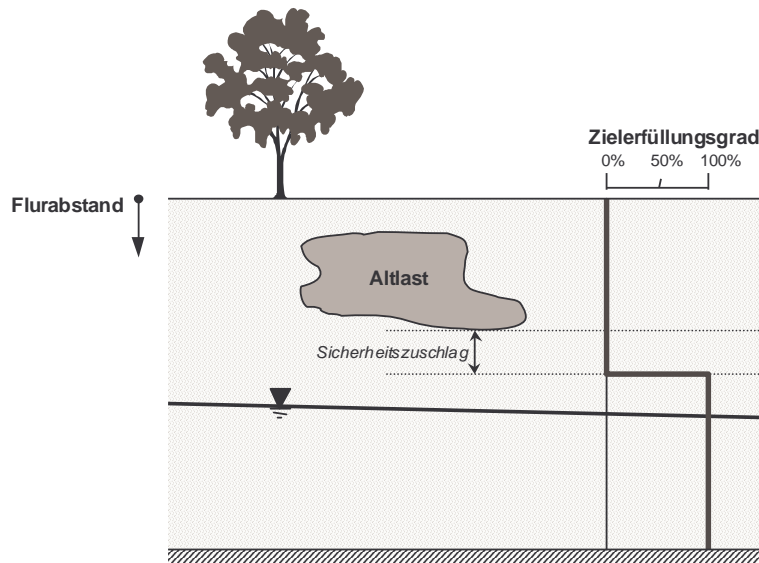


Abb. 4.1: Zielfunktion des Flurabstands bei Altlasten

Auch natürliche Bodeneigenschaften können bei zu geringen Flurabständen eine erhöhte Grundwasserbelastung zur Folge haben. In ursprünglichen Feuchtgebieten sind meist sehr nährstoffreiche Bodenschichten zu erwarten. Die Absenkung des Grundwasserspiegels führt hier zu einer Mineralisation. Das dabei entstehende Nitrat kann bei einem wiederansteigenden Grundwasserstand mobilisiert und ausgewaschen werden. Die Folge ist eine Erhöhung der Nitratkonzentration im Rohwasser der Grundwassergewinnungsanlagen. Die Zielfunktionen sind für die Bereiche mit nitratreichen Deckschichten so festzulegen, dass dieser Umstand berücksichtigt wird. Dabei spielt das Denitrifikationspotenzial der Böden eine wichtige Rolle. Dieses verändert sich mit zunehmender Tiefe und wächst umso stärker nach unten hin an, je länger die entsprechende Bodenzone im Jahresverlauf wassergesättigt ist (HAAKH & SCHMID, 1996). Informationen darüber, wo solche Bodentypen vorhanden sind, können den Bodenkarten entnommen werden. Die Entwicklung des Denitrifikationspotenzials über die Tiefe ist jedoch stark von lokalen Einflüssen und Gegebenheiten abhängig. Detaillierte Bodenuntersuchungen sind deshalb bei der Existenz von nitratreichen Deckschichten in jedem Fall anzuraten. Die Form der Zielfunktion kann dann dem Verlauf des Denitrifikationspotenzials angepasst werden.

4.3 Landwirtschaft

Für die Landwirtschaft ist das Wasser in erster Linie als Wachstumsfaktor für die Kulturpflanzen von Bedeutung. Wasser zählt neben der Temperatur und dem Licht zu den dominierenden äußeren Wachstumsfaktoren und ist an allen pflanzenphysiologischen Prozessen beteiligt. Wasser hat in der Pflanze eine Vielzahl an chemischen (Bildung von organischer Substanz aus Wasser und CO_2 durch Photosynthese) und physikalischen Aufgaben (Transport von Nährsalzen aus den Wurzeln in die Blätter, Aufrechterhaltung des Turgeszens und Reduzierung des Wärmestresses durch Transpiration) zu erfüllen (LINDNER, 1983).

Die Pflanzen nehmen das von ihnen zum Wachstum benötigte Wasser über ihre Wurzeln, hauptsächlich über die feinen Wurzelhaare auf. Der Fluss des Wassers folgt dabei dem osmotischen Druckgefälle, hervorgerufen durch Konzentrationsunterschiede zwischen dem freien Bodenwasser und dem Zellsaft, das sich auch im Inneren der Wurzel von Zelle zu Zelle fortsetzt. Durch das Öffnen ihrer Stomata an den Unterseiten der Blätter erfahren die Pflanzen einen Wasserentzug, der durch das Wassersättigungsdefizit der Luft hervorgerufen wird. Dadurch bildet sich in der Pflanze zwischen Wurzeln und Blättern ein Potenzialunterschied aus, wobei das hydraulische Potenzial von den Wurzeln zu den Blättern hin abnimmt. Aufgrund des Potenzialgefälles vom Bodenwasser bis zum Wasserdampf in der Luft (Soil-Plant-Atmosphere-Continuum, SPAC) ist sichergestellt, dass die Pflanze unter günstigen Umweltbedingungen stets ausreichend mit Wasser versorgt wird.

Die Wasseraufnahmerate der Pflanzen hängt einerseits von der potenziellen Evapotranspiration (Wasserdampfdefizit der Luft) und der pflanzeigenen Größe Blattflächenindex (Blattfläche pro Bodenfläche) ab. Diese beiden Größen bestimmen, wie viel Wasser von der Pflanze an die Umgebung abgegeben wird. Andererseits kann über das Blätterdach nur so viel Wasser abgegeben, wie zuvor von den Wurzeln insgesamt aufgenommen wurde. Damit hängt die Wasseraufnahmerate auch vom Wassergehalt und der Wasserleitfähigkeit des Bodens ab (EHLERS, 1996).

4.3.1 Wasserverbrauch von Kulturpflanzen

Der Blattflächenindex lässt sich aus dem phänologischen Entwicklungsstadium der Pflanze ableiten. Mit dem von BLEIHOLDER et al. (1989) vorgestellten BBCH-Code (BBCH: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bundessortenamt und Chemische Industrie) zur einheitlichen Codierung der phänologischen Stadien bei Kultur- und Schädnpflanzen wurde ein den gesamten Lebenszyklus der Pflanze umfassender Beitrag zur Beschreibung von Entwicklungsstadien bei unterschiedlichen Kulturpflanzen geleistet. Der Aufbau wurde an die von Zadoks entwickelte Getreide-Skala angelehnt und auf einen zweistelligen Dezimalcode erweitert. Dabei beschreibt die erste Ziffer das Makrostadium, die zweite Ziffer das Mikrostadium der Pflanze (Abb. 4.1). Der BBCH-Code ist so angelegt, dass dieselbe Nummerierung demselben Entwicklungsstadium bei allen Kultur- und Schädnpflanzen entspricht. Der BBCH-Code ist mit dem von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft entwickelten BBA-Code weitgehend identisch, innerhalb der Makrostadien ist der BBCH-Code deutlich detaillierter ausgeführt.

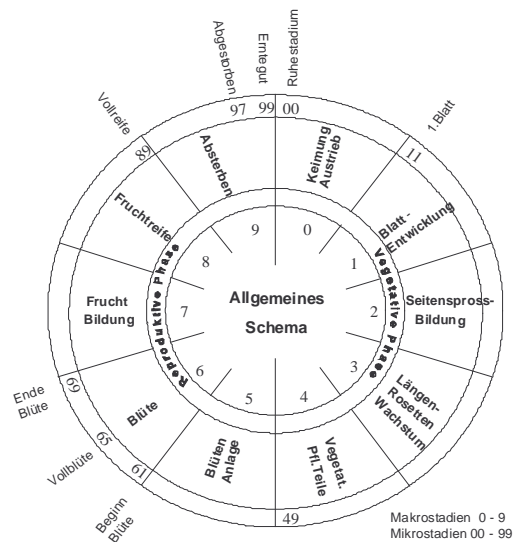


Abb. 4.1: Der BBCH-Code – Allgemeines Schema

Aufbauend auf dem BBCH-Code wurden Kulturartenkoeffizienten für den Wasserbedarf (C_{KAW}) ermittelt, die einem bestimmten Entwicklungsstadium einen definierten Wasserverbrauch zuweisen (ITCF, 1993; ITCF & AGPM, 2000). Der Wasserverbrauch der Pflanze ist demnach nur von der potenziellen Evapotranspiration und dem Kulturartenkoeffizienten entsprechend des phänologischen Stadiums abhängig:

$$W = C_{KAW} \cdot ET_{POT} \quad [mm] \quad \text{Gl. 4.1}$$

W = Wasserverbrauch [mm]
 C_{KAW} = Kulturartenkoeffizient für den Wasserverbrauch [-]
 ET_{pot} = potenzielle Evapotranspiration [mm]

Tab. 4.1: Kulturartenkoeffizienten für den Wasserbedarf verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungsstadium (entsprechend BBCH-Code) (Q: HUGGER, 2001)

C_{KAW}	phän. Entwicklungsstadium (BBCH-Code)	C_{KAW}	phän. Entwicklungsstadium (BBCH-Code)
<i>Sommer-/Winterweizen; Sommer-/Wintergerste</i>		<i>Raps</i>	
0,5	bis Bestockungsbeginn (22)	0,5	bis 9. Blatt (19)
1,0	bis 2. Knoten (32)	0,7	bis Beginn des Längenwachstums (30)
1,2	bis Ährenschieben (55)	1,0	bis Ende des Längenwachstums (39)
1,0	bis Milchreife (75)	1,1	bis Ende der Blüte (69)
0,5	bis Gelbreife (87)	1,0	bis Milchreife (73)
		0,7	bis Reifebeginn (81)
<i>Mais</i>			
0,35	bis 3. Blatt (13)	<i>Kartoffeln</i>	
0,5	bis 6. Blatt (15)	0,5	bis Beginn der Knollenanlage (40)
0,7	bis 9. Blatt (19)	1,0	bis Blüte (59)
0,9	bis 4. Knoten (34)	1,0	bis Blattvergilbung (91)
1,05	bis Schossen (51)	0,5	bis Ernte (99)
1,15	bis Blüte (65)		
1,1	bis Nachblüte (69)	<i>Erbsen</i>	
1,05	bis Kornbildung (71)	0,5	bis 5. Blatt (14)
1,0	bis frühe Milchreife (75)	0,7	bis 7. Blatt (17)
0,9	bis Teigreife (83)	0,9	bis 9. Blatt (19)
0,6	bis Druschreife (87)	1,0	bis Blühbeginn (61)
		1,2	bis frühe Milchreife (73)
<i>Zuckerrüben</i>		1,0	bis Reife (87)
0,5	bis 4. Blatt (14)		
0,7	bis 9. Blatt (19)	<i>Grünland</i>	
1,1	bis Bestandesschluss (31)	1,0	ganzjährig
1,0	bis Erntereife (89)		

Der Wasserverbrauch von Grünland kann der potenziellen Evapotranspiration gleichgesetzt werden, der C_{KAW} beträgt damit ganzjährig 1,0 (ITCF, 1993). Für Getreide- und Gemüsearten müssen die Entwicklungsstadien für das jeweilige Gebiet ermittelt werden. Da die Entwicklungsstadien stark von den herrschenden klimatischen Bedingungen abhängig sind, ist ihre zeitliche Übertragung auf andere Gebiete ohne eine vorherige Überprüfung der lokalen Verhältnisse unzulässig. Auskunft über die lokalen Bedingungen und die Zeitpunkte, wann im Mittel mit den verschiedenen Entwicklungsstufen zu rechnen ist, geben die zuständigen Landwirtschaftsämter.

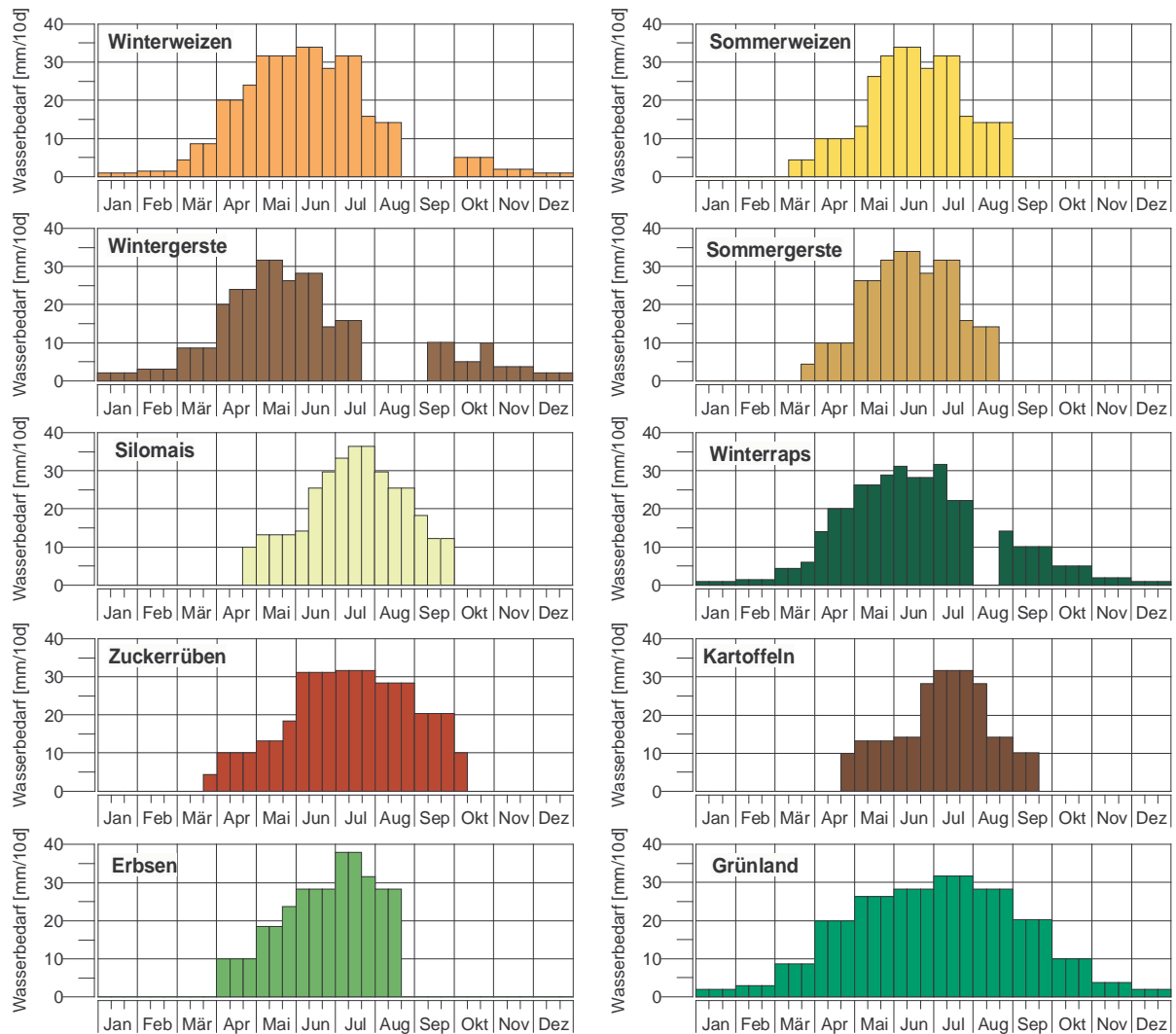


Abb. 4.1: *Mittlerer Wasserverbrauch verschiedener Kulturpflanzenbestände im Donauried pro Dekade bei mittlerer Evapotranspiration*

Aus Abb. 4.1 ist ersichtlich, dass der Wasserbrauch der verschiedenen Kulturpflanzen zeitlich unterschiedlich verläuft. Während beispielsweise Zuckerrüben im August einen sehr hohen Wasserverbrauch aufweisen, benötigt der Sommerweizen zu dieser Zeit trockenere Bedingungen, da er sich bereits in der Reifephase befindet. Geht man davon aus, dass der Niederschlag im Gebiet mehr oder weniger gleichmäßig verteilt ist, so kann ein Wasserdefizit nur durch eine künstliche Beregnung ausgeglichen werden. Diese ist aber nicht Bestandteil der hier diskutierten Optimierung. Darüber hinaus wechseln die Kulturarten jährlich entsprechend der praktizierten Fruchtfolge. Eine genaue Bestimmung des Wasserverbrauchs im Untersuchungsgebiet ist daher ohne aufwändige Erhebungen der räumlichen Verteilung der verschiedenen Kulturarten nicht möglich. Solche Erhebungen sind teuer und zeitintensiv und damit in der Praxis kaum zu verwirklichen. Für die Optimierung der Belange der Landwirtschaft ist es daher zweckdienlicher, dorthin zu schauen, wo die Pflanzen das Wasser aufnehmen, das sie verbrauchen: in den Boden.

4.3.2 Wasseraufnahme aus dem Boden

Böden sind in der Lage, in ihren Mittelporen (äquivalenter Porendurchmesser 0,2-50 μm) pflanzenverfügbares Wasser entgegen der Schwerkraft zu halten. Diese Eigenschaft verdanken sie dem Wechselspiel zwischen der flüssigen und der festen Phase des Bodens. Je trockener ein Boden ist, desto stärker wird das Wasser an die Bodenmatrix gebunden. Den Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Matrixpotenzial (bzw. als Betrag: die Saugspannung) beschreibt die Saugspannungs- oder Retentionskurve (auch pF-Kurve). Ab einem pF-Wert (= dekadischer Logarithmus der Wasserspannung) von 4,2 ist das Wasser so stark an die Bodenteilchen gebunden, dass die Wurzeln nicht mehr in der Lage sind, dieses aufzunehmen. Das oberhalb dieses Wertes im Boden verbleibende Wasser wird daher auch als Totwasser bezeichnet. Versuche mit Sonnenblumen hatten gezeigt, dass diese ab pF 4,2 irreversibel zu welken beginnen, der Wert wird daher als Permanenter Welkepunkt (PWP) bezeichnet.

Bei zunehmendem Wassergehalt im Boden lässt die Saugspannung nach und es kommt bei grundwasserfernen Böden (Flurabstand $> 3\text{ m}$) unterhalb von pF 2,5 zu einer Sickerbewegung des Wassers. Dieser Punkt wird als Feldkapazität (FK) des Bodens bezeichnet und kennzeichnet die Wassermenge, die der Boden maximal entgegen der Schwerkraft zu halten imstande ist. Bei grundwasserbeeinflussten Böden (Flurabstand $< 3\text{ m}$) ist die Feldkapazität vom Flurabstand abhängig und stellt sich je nach Grundwasserstand im Bereich zwischen pF 1,8 und 2,5 ein. Der pflanzenverfügbare Wasseranteil im Boden ist die Wassermenge zwischen dem Wassergehalt am PWP und der FK und wird als nutzbare Feldkapazität (nFK) bezeichnet.

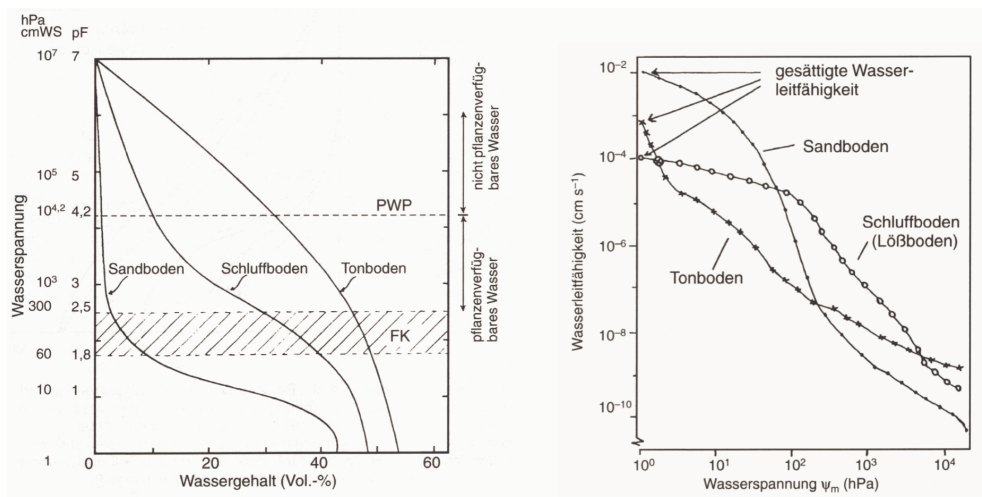


Abb. 4.1: Die Retentionskurve (links) und der Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit und Wasserspannung bei unterschiedlichen Bodenarten (SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL, 1998)

Mit der Saugspannung ändert sich auch die Wasserleitfähigkeit des Bodens. Bei geringen Saugspannungen sind die Fein- und Mittelporen des Bodens wassergefüllt. Damit ist ein guter Wasserfluss gewährleistet und die Wasserleitfähigkeit ist entsprechend hoch. Nimmt die Saugspannung zu, so verringert sich der zur Verfügung stehende Fließquerschnitt, da nun immer weniger Mittelporen wassergefüllt sind. Da außerdem die Feinporen meist deutlich tortuoser als Mittelporen sind, fällt die Wasserleitfähigkeit ab.

Der Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Saugspannung sowie zwischen Saugspannung und Wasserleitfähigkeit ist stark von der Körnung des Bodens (Bodenart) abhängig. Sandböden bestehen zu einem großen Teil aus schnell dränierenden Grobporen (äquivalenter Porendurchmesser $> 50 \mu\text{m}$). Diese sind wie oben beschrieben nicht in der Lage, Wasser entgegen der Schwerkraft zu halten und so zeichnen sich Sandböden durch eine sehr geringe nFK aus. Sie sind daher als Pflanzenstandorte in der Regel nicht besonders geeignet. Tonböden hingegen bestehen zu einem hohen Anteil aus Feinporen (äquivalenter Porendurchmesser $< 0,2 \mu\text{m}$). Diese binden das Wasser durch ihrer große spezifische Oberfläche so stark, dass ebenfalls nur ein geringer Teil (wenn auch größer als bei Sandböden) des Bodenwassers pflanzennutzbar ist. Weiterhin sind die Feinporen für die Pflanzenwurzeln kaum zu durchdringen, so dass reine Tonböden ebenfalls schlechte Pflanzenstandorte darstellen. Eine Mittelstellung nehmen die Schluffböden (z.B. Lössböden) ein. Bei ihnen sind die Mittelporen mit ca. 20% stark am Wasserhaushalt beteiligt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Da diese pflanzenverfügbares Wasser enthalten und zudem gut durchwurzelbar sind, stellen Schluffböden die höchstwertigen Pflanzenstandorte dar (vgl. z.B. Lössböden der Magdeburger Börde).

Bei grundwasserfernen Böden lässt sich die pflanzenverfügbare Wassermenge des Bodens nach folgender Gleichung berechnen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998):

$$W_{\text{pfl}} = nFK \cdot W_e \quad [mm] \quad \text{Gl. 4.1}$$

W_{pfl} : pflanzenverfügbare Wassermenge [mm]
 nFK : nutzbare Feldkapazität [mm/dm]
 W_e : effektiver Wurzelraum [dm]

Der effektive Wurzelraum W_e ist dabei der Bodenbereich, den die Pflanze in niederschlagsarmen Jahren entwässern kann. Er kann aus Tabellenwerken (z.B. AG BODEN, 1994; DVWK, 1984) entnommen werden.

Tab. 4.1: Mittlere effektive Durchwurzelungstiefe homogener Böden in Abhängigkeit von der Rohdichte trocken (ρ) und der Lagerungsdichte (L_d) für Ackerkulturen sowie für Torfe bei Substanzvolumen (SV) der Stufe 3 (Q: AG BODEN, 1994)

Bodenarten- hauptgruppe	Bodenart Kurzzeichen	mittlere effektive Durchwurzelungstiefe W_e in dm		
		pt1 – pt2 Ld1 – Ld2	pt3 Ld3	pt4 – pt5 Ld4 – Ld5
Sand	gS	7	5	5
	mS, fS	8	6	6
	Sl2, Su2, Su3, Su4	9	7	6
	Sl3, St2	11 – 9	8	7
Schluff	Uu, Us	14 – 12	10	8
	Ul, Ut2, Ut3, Ut4, Lu	15 – 13	11	9
Lehm	Sl4, St3, Slu	13	9	8
	Ls2, Ls3, Ls4, Lt2, Lts	14 – 12	10	8
Ton	Lt3	14 – 12	10	8
	Tu3, Tu4	15 – 13	11	9
	Tu2, Tl, Tt	14 – 12	10	8

Torf		bei SV 3
	Hh	2
	Hn	4

Bei grundwasserbeeinflussten Böden ist neben der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum auch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser zu berücksichtigen. Der kapillare Aufstieg ist der umgekehrte Vorgang der Sickerung. Wasser wird dabei entgegen der Schwerkraft von der Grundwasseroberfläche nach oben gesogen. Diese Bewegung kommt dann zustande, wenn das hydraulische Potenzial oberhalb der Grundwasseroberfläche kleiner als null, d.h. die Saugspannung (= Betrag des Matrixpotenzials) größer als das Gravitationspotenzial ist. Dieser Fall tritt dann ein, wenn Wasser durch Verdunstung oder Pflanzenentzug aus dem Boden entnommen wird.

Der kapillare Aufstieg ist ebenfalls stark von der Boden- bzw. der Torfart abhängig (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Ist die Bodenart bekannt, so lässt sich der maximale Grenzflurabstand (GFA_{max}) berechnen, bei dem die Pflanze noch vom Grundwasser profitieren kann. Als untere Grenze für einen pflanzennutzbaren kapillaren Aufstieg gilt eine Aufstiegsrate von 0,3 mm/d (AG BODEN, 1994). Der maximale Grenzflurabstand ergibt sich aus der Summe des effektiven Wurzelraums und der kapillaren Steighöhe bei einer Aufstiegsrate von 0,3 mm/d.

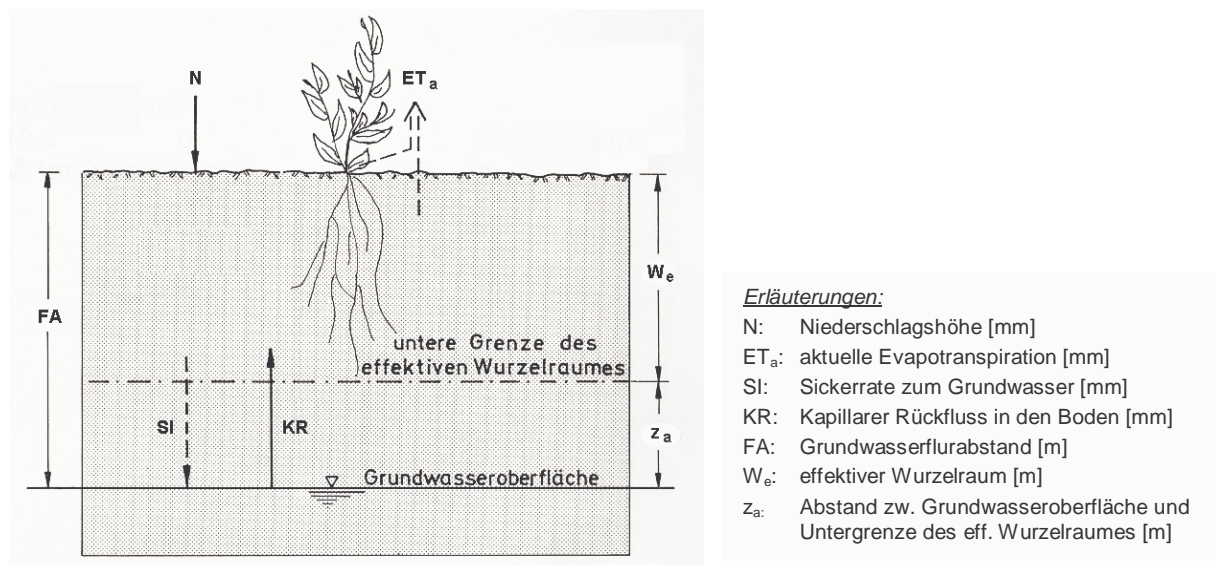


Abb. 4.2: Schema zur Bodenwasserbilanz (nach DVWK, 1984; verändert)

Bei höheren Grundwasserständen erhöht sich die kapillare Aufstiegsrate, das Grundwasser kann also in verstärktem Maße zu einer Verbesserung der Wasserversorgung der Pflanzen beitragen. Eine optimale Wasserversorgung aus dem Grundwasser ist bei einer kapillaren Aufstiegsrate von 5 mm/d in den effektiven Wurzelraum gegeben (AG BODEN, 1994).

Tab. 4.2: Mittlere kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser bis zur Untergrenze des effektiven Wurzelraums in Abhängigkeit von Bodenart und effektiver Lagerungsdichte (Ld) bzw. Torfart, Zersetzungsstufe (z) und Substanzvolumen (Q: AG BODEN, 1994)

Bodenart Kurzzeichen	Ld (Stufen)	Abstand (z _a) zwischen der Grundwasseroberfläche und der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes (W _e) in dm													
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	14	17	20	
		kapillare Aufstiegsrate in den effektiven Wurzelraum in mm/d													
Sande															
mSgs	2-3	>5,0	5,0	1,5	0,5	0,2	<0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
	4-5	>5,0	5,0	1,2	0,3	0,2	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
mS	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	3,0	1,2	0,5	0,2	<0,1	-	-	-	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	2,5	1,0	0,2	<0,2	-	-	-	-	-	-	-
fS	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	3,0	1,5	0,7	0,3	0,15	<0,1	-	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	2,5	1,0	0,4	0,1	<0,1	-	-	-	-	-
Sl2, St2, Su2	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	2,5	1,5	0,7	0,4	0,1	<0,1	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,0	2,0	1,0	0,5	0,2	<0,1	-	-	-	-
Sl3, Su3	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	5,0	3,5	2,0	1,5	0,8	0,3	0,1	<0,1	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	3,0	1,5	1,0	0,5	0,1	<0,1	-	-	-
Su4, Slu	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	5,0	3,0	2,0	1,0	0,5	0,15	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	2,5	1,5	0,7	0,3	<0,1	-	-
St3, Sl4	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	3,0	2,0	1,0	0,7	0,4	0,15	<0,1	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	2,5	1,5	0,7	0,5	0,2	<0,1	-	-	-	-
Schluffe															
Uu, Us	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	5,0	3,5	2,0	1,0	0,5	0,15	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	3,5	3,0	3,0	2,5	1,0	0,7	0,3	<0,1	-
Ut2, Ut3, Uls	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	3,0	2,5	1,5	0,7	0,3	0,1	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	3,5	2,5	2,0	1,5	0,8	0,4	0,2	<0,1	-
Lehme															
Ls2, Ls3, Ls4	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	3,5	2,0	1,3	0,8	0,5	0,3	0,15	<0,1	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	2,5	1,0	0,7	0,4	0,3	0,15	<0,1	-	-	-	-
Lu, Ut4, Tu4	2-3	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	3,5	2,5	2,0	1,5	0,8	0,4	0,2	<0,1	-
	4-5	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	3,5	2,5	1,2	1,0	0,7	0,4	0,2	0,1	<0,1	-
Lt2, Tu 3	2-3	>5,0	>5,0	4,0	2,0	1,0	0,7	0,5	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	2,0	1,0	0,5	0,4	0,3	0,15	0,1	<0,1	-	-	-	-
Lts, Lt3	2-3	>5,0	>5,0	2,5	1,2	0,7	0,5	0,3	0,2	0,15	<0,1	-	-	-	-
	4-5	>5,0	>5,0	1,2	0,6	0,35	0,25	0,15	0,1	0,1	<0,1	-	-	-	-
Tone															
Tt, Tl, Tu2	2-3	4,0	2,0	1,1	0,7	0,5	0,4	0,35	0,3	0,22	0,17	0,14	0,10	<0,1	-
	4-5	1,5	0,7	0,4	0,3	0,25	0,18	0,15	0,12	0,10	<0,1	-	-	-	-
Torfart und Zersetzungsstufe															
	SV (Stufen)														
Hh z1, Hh z2	1-2	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	>5,0	5,0	3,0	2,0	1,0	0,5	0,2	<0,1	-	-
Hh z1, Hh z2	3	>5,0	>5,0	>5,0	4,5	2,5	1,5	1,0	0,5	0,3	0,1	<0,1	-	-	-
Hh z1, Hh z2	4-5	4,0	2,0	1,0	0,5	0,1	0,2	0,7	<0,1	-	-	-	-	-	-
Hh z3	3	5,0	3,0	2,0	1,3	0,8	0,4	0,3	0,2	0,2	<0,1	-	-	-	-
Hh z3	5	2,0	1,0	0,5	3,0	2,0	0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
Hh z4, Hh z5	3	5,0	3,0	2,0	1,2	0,7	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-	-
Hn z1, Hn z2	4	>5,0	>5,0	5,0	2,5	1,0	0,5	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-
Hn z3	3	>5,0	5,0	3,0	1,5	0,8	0,4	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-	-
Hn z3	4	5,0	3,0	1,5	1,0	0,7	0,4	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-
Hn z3	5	3,5	2,0	1,0	0,5	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-
Hn z4, Hn z5	4-5	4,0	2,2	1,1	0,6	0,3	0,2	0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-

4.3.3 Versorgungsgrad des Bodens

Eine wichtige Größe zur Beurteilung der Bodenwasserverhältnisse aus landwirtschaftlicher Sicht ist der Versorgungsgrad (VG) des Bodens. Dieser beschreibt prozentual den Bodenwassergehalt in den wichtigen Mittelporen im Hauptwurzelraum. Er wird in der Dimension Prozent der nutzbaren Feldkapazität (% nFK) angegeben. Ein Versorgungsgrad von 100% nFK entspricht der FK des Bodens, 0% nFK entsprechen dem Wassergehalt bei Erreichen des PWP. Voraussetzung zur Bestimmung des VG ist somit die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Wassergehalt und Wasserspannung (Retentionskurve).

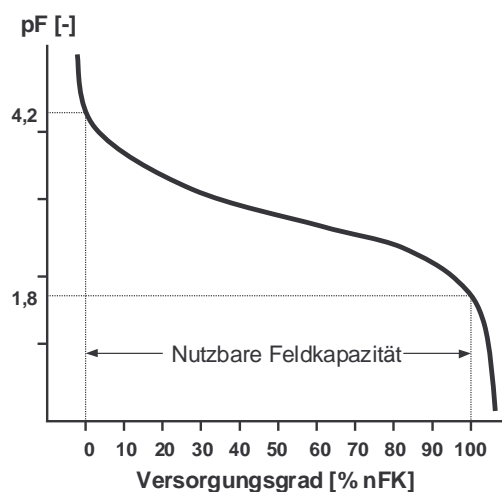


Abb. 4.1: Der Versorgungsgrad des Bodens

Anhand des VG lassen sich die Wasserverhältnisse für die Pflanzen einordnen. Bei FK (= 100% nFK) sind nur die für die Pflanzenversorgung unbedeutenden Grobporen nicht wassererfüllt. Der Gasaustausch ist bei diesen Verhältnissen stark eingeschränkt und das an den Pflanzenwurzeln durch mikrobiologische Prozesse entstehende CO_2 kann nicht ausreichend schnell entweichen (BAEUMER, 1992). *Sauerstoffmangel* kann daher bei FK zum limitierenden Faktor werden und die Pflanzenwurzeln können zu faulen beginnen. Hält dieser Zustand längere Zeit an, stirbt die Pflanze ab. Aus diesem Grund ist ein VG von maximal 80% nFK anzustreben (HYDRO AGRI, 1993). Unter diesen Umständen können eventuell eintretende Starkregenereignisse ohne nachteilige Auswirkungen auf die Pflanze kompensiert werden.

Ertragseinbußen aufgrund von *Wassermangel* treten bereits vor Erreichen des PWP (= 0% nFK) ein (BAEMER, 1992, HYDRO AGRI, 1993). Die Wasserleitfähigkeit des Bodens ist ab ca. 40% nFK eingeschränkt (BAEUMER, 1992: 50% nFK; HYDRO AGRI: 30% nFK; DVWK, 1984: 30-50% nFK), so dass unter diesen Bedingungen Wassermangel zum limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum werden kann. In der landwirtschaftlichen Praxis wird bei Erreichen dieses Wertes der Einsatz einer künstlichen Beregnung angeraten. Der Bodenwassergehalt kann aber wie oben beschrieben auch durch die Anhebung des Grundwasserspiegels und damit einer erhöhten kapillaren Nachlieferung aus dem Grundwasser verbessert werden, sozusagen durch eine „Beregnung von unten“.

4.3.4 Entwicklung eines Leitbildes für die Landwirtschaft

Damit lässt sich im Hinblick auf die Optimierung der Standortbedingungen (nur Wasserhaushalt) für die Kulturpflanzen ein Leitbild für die Landwirtschaft formulieren:

Leitbild der optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Landwirtschaft

**Schaffung eines ausgeglichenen Bodenwasser/Bodenluft-Verhältnisses
in der Vegetationsperiode.
Vermeidung von Vernässungsschäden im Frühjahr und kapillare Nachlieferung aus dem Grundwasser im Sommer.**

4.3.5 Bewertungskriterien für die Landwirtschaft

Die Forderung nach einem ausgeglichenen Bodenwasserhaushalt bedarf im Hinblick auf das hier betrachtete Optimierungsverfahren einer weitergehenden Betrachtung. Durch die Steuerung der Entnahmeraten an Fassungen kann kein direkter Einfluss auf den Wassergehalt des Bodens ausgeübt werden, da der Bodenwasserhaushalt nur indirekt mit dem Grundwasserhaushalt zusammenhängt. Der Boden stellt wie oben gezeigt einen weitgehend unabhängigen Wasserspeicher dar, der Pflanzen mit Wasser versorgen kann. Der optimale Versorgungsgrad zwischen 40 und 80% nFK impliziert aber bestimmte Anforderungen an den Grundwasserstand:

1. Der Grundwasserstand darf *ganzjährig* nicht in den *Hauptwurzelraum* (Acker: 60 cm unter GOK, Grünland: 20 cm; STASCH, 1996) eindringen. In den Wassergewinnungsgebieten Baden-Württembergs müssen die Äcker im Winter aufgrund der Vorgaben der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) begrünt werden. Dies bedeutet den Anbau einer Zwischenfrucht oder einer Winterkultur. Obwohl Winterkulturen im allgemeinen unempfindlicher gegenüber Vernässungen reagieren als Sommerkulturen, soll auch außerhalb der Vegetationsperiode gewährleistet sein, dass die Jungpflanzen nicht durch anstehendes Grundwasser in ihrer Entwicklung beeinträchtigt werden. Darüber hinaus sinkt durch hohe Grundwasserstände die Tragfähigkeit der Böden stark ab, so dass dem Bodengefüge durch das Befahren der Felder mit schweren Geräten im zeitigen Frühjahr irreparable Schäden zugefügt werden können (AG BODEN, 1994).
2. Fällt der Versorgungsgrad im Sommer unter 40% nFK ab, soll der Grundwasserstand so „eingestellt“ werden, dass es zu einem pflanzennutzbaren kapillaren Aufstieg in den effektiven Wurzelraum kommen kann. LUCKNER et al. (2002) belegen, dass ein direkter Zusammenhang zwischen dem Flurabstand im Sommer und dem landwirtschaftlichen Ertrag gegeben ist (Abb. 4.1).

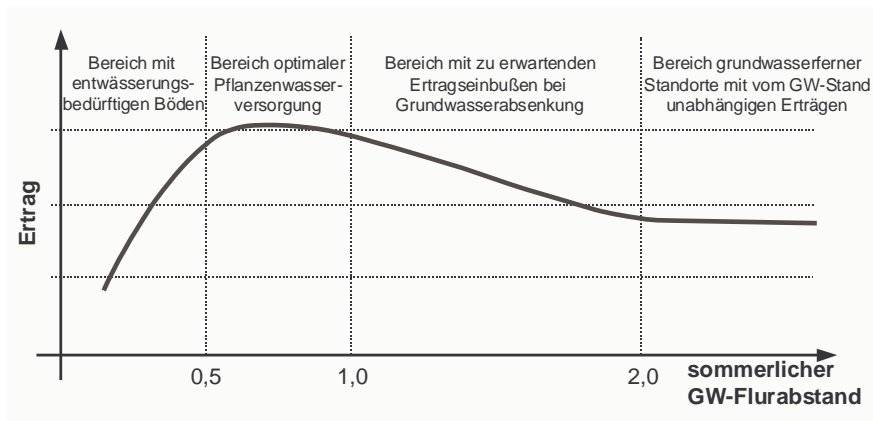


Abb. 4.1: Schema zur exemplarischen Ertragsseinschätzung in Abhängigkeit vom sommerlichen Grundwasserflurabstand (nach LUCKNER et al., 2002; leicht verändert)

4.3.5.1 Flurabstand

In Anlehnung an HAARHOFF (1990) lassen sich damit vier Grenzflurabstände (GFA) für landwirtschaftliche Flächen definieren:

- **GFA_{min}**: minimaler Grenzflurabstand; kleinere Flurabstände lassen eine Bewirtschaftung der Fläche in ihrer aktuellen Nutzung nicht mehr zu. Der GFA_{min} nimmt in der Reihenfolge extensives Grünland < intensives Grünland/Weide < Acker zu und entspricht im wesentlichen dem Hauptwurzelraum
- **GFA_{opt1}**: unterer optimaler Grenzflurabstand; dieser entspricht dem maximalen effektiven Wurzelraum.
- **GFA_{opt2}**: oberer optimaler Grenzflurabstand für eine gute Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser (kapillare Aufstiegsrate 5 mm/d).
- **GFA_{max}**: maximaler Grenzflurabstand für minimale Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser (kapillare Aufstiegsrate 0,3 mm/d); größere Flurabstände ermöglichen keine Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Kapillarwasser mehr.

Die Grenzflurabstände lassen sich im Sinne des Bewertungssystems als Eckpunkte für die Formulierung der Zielfunktionen verwenden.

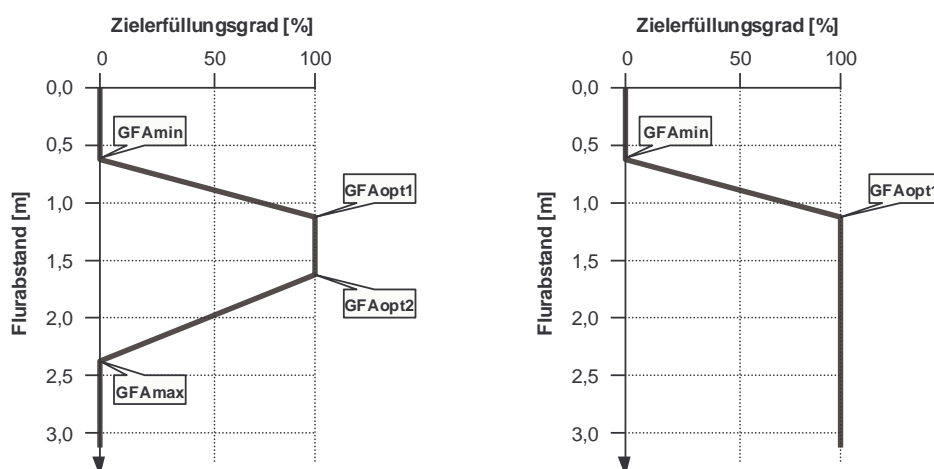


Abb. 4.1: Beispiele für Zielfunktionen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Links: mit der Notwendigkeit eines kapillaren Anschlusses an das Grundwasser; rechts: ohne Notwendigkeit eines kapillaren Anschlusses an das Grundwasser

Die *Form der Zielfunktion* hängt dabei von verschiedenen Randbedingungen ab, die im Vorfeld der Optimierung ermittelt werden müssen:

- **Realnutzung:** in der landwirtschaftlichen Praxis ist Dauergrünland üblicherweise überall dort zu finden, wo Ackerbau aufgrund ungünstiger Standortbedingungen (dazu zählt v.a. der Wasserhaushalt des Bodens) nicht rentabel ist. Gräser kommen mit den feuchten Bedingungen und geringen Flurabständen besser zurecht als Kulturpflanzen (Getreide, Hackfrüchte, Gemüse). Dies hängt einerseits mit der hohen Transpirationsleistung von Grünland zusammen (C_{KAUW} ganzjährig 1,0, vgl. Tab. 4.1), andererseits kann sich das Wurzelsystem flexibler an wechselnde Grundwasserstände anpassen als dies bei Ackerkulturen der Fall ist. Die Hauptwurzelmasse der Grasnarbe ($\geq 90\%$) befindet sich im Bereich bis 20 cm unter Flur (LINDNER, 1984; STASCH, 1996).
- **Bodenart:** wie oben beschrieben, stellt die Bodenart die entscheidende Größe für die kapillare Aufstiegsrate in Abhängigkeit vom Flurabstand sowie die effektive Durchwurzelungstiefe dar. Die Kenntnis der Bodenarten ist daher für die Festlegung der Grenzflurabstände von herausragender Bedeutung.
- **Bodentyp:** Bodenschutz ist ebenfalls ein Bestandteil der Definition für Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Aus diesem Grund muss im Rahmen des Bewertungssystem Rücksicht auf die besonders empfindlichen Bodentypen genommen werden. Dies betrifft insbesondere die ökologisch sensiblen landwirtschaftlich genutzten Anmoor- und Niedermoorstandorte. Hier sind allgemein geringere Flurabstände anzustreben als bei mineralisch-terrestrischen Böden, da bei diesen Bodentypen neben dem Pflanzenertrag auch die Torfmineralisation und die Gasemission zu berücksichtigen sind (RENGER et al., 2003; Abb. 4.2).

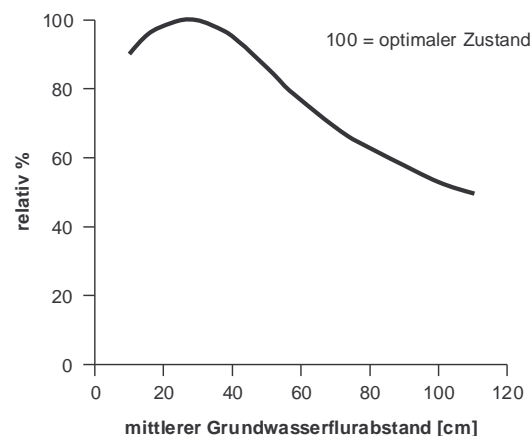


Abb. 4.2: Bewertung des anzustrebenden Grundwasserflurabstands bei gleichrangiger Berücksichtigung des Trockenmasseertrages (Intensivgrünland), der Torfmineralisation und der Spurengasemission (RENGER et al., 2003)

- **Versorgungsgrad:** der Versorgungsgrad im Hauptwurzelraum legt fest, ob (bei mineralisch-terrestrischen Böden) überhaupt ein hydraulischer Anschluss des Bodens an das Grundwasser notwendig ist. Bei Versorgungsgraden von mehr als 40% nFK ist kein kapillarer Anschluss des Bodens an das Grundwasser notwendig, da im Boden selbst ausreichend Wasser für die Versorgung der Pflanzen zur Verfügung steht. Die aktuelle Bodenfeuchte kann mittels Wägung gravimetrisch oder mit Hilfe von Bodenfeuchtesonden

(TDR – time domain reflectory) im Feld gemessen werden. Der Deutsche Wetterdienst bietet Versorgungsgradprognosen für sieben Tage im Voraus in seinem „Wetterfax“ an.

4.4 Naturschutz

Der Zusammenhang zwischen Grundwasserabsenkung durch Entnahmen und Verlust von Feuchtgebietsbiotopen ist seit langem bekannt. Die Minimierung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf solche Biotope war daher in der Vergangenheit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen und Forschungsvorhaben (LINDNER, 1984; HAARHOFF, 1990). Dabei ist Wasserversorgungsunternehmen bewusst, dass eine einwandfreie Trinkwasserversorgung auf Dauer nur dann gewährleistet werden kann, wenn das natürliche Gefüge in den Wassergewinnungsgebieten intakt ist (FLINSPACH, 1993).

Feuchtgebiete stellen in unserer heutigen durch Meliorationsmaßnahmen geprägten Kulturlandschaft selten gewordene Lebensräume für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten dar. Von den 649 höheren Tierarten der alten BRD ist fast jede zweite auf Feuchtgebiete angewiesen (13% der Säuger, 46% der Vögel, 23% der Reptilien und fast alle Lurch- und 150 Fischarten; WWW.UMWELTLEXIKON-ONLINE.DE). Besondere Bedeutung besitzen Feuchtgebiete für Wat- und Wasservögel wie den Großen Brachvogel, die Bekassine, den Kiebitz oder den Wachtelkönig, die sich an die extremen Lebens- und Umweltbedingungen hervorragend angepasst haben. 1971 wurde in Ramsar/Iran eine internationale Konvention über den Schutz von Feuchtgebieten abgeschlossen. 1976 trat die Ramsar-Konvention in der Bundesrepublik Deutschland in Kraft, 17 Feuchtgebiete wurden als international bedeutende Rast- und Überwinterungsgebiete für Wat- und Wasservögel unter Schutz gestellt. Das Naturschutzgebiet „Leipheimer Moos“ gehört zum Ramsargebiet „Donauauen und Donaumoos“ (ZETTLER et al., 1999).

Gleichzeitig fungieren intakte Feuchtgebiete im Landschaftshaushalt als Stoffsenken für Nähr- und Feststoffe, indem sie Stickstoff und Kohlenstoff akkumulieren und fixieren. Im Wasserhaushalt wirken sie ausgleichend, indem sie überschüssiges Wasser nach Starkniederschlägen erst mit Verzögerung wieder abgeben und somit einen Beitrag zum Hochwasserschutz leisten (KRATZ & PFADENHAUER, 2001).

Feuchtgebiete sind Flächen, die zum Teil ständig von seichtem Wasser bedeckt sind. Darunter fallen Auenlandschaften, Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete sowie im weiteren Sinne auch Gewässer (WWW.UMWELTLEXIKON-ONLINE.DE). Art. 1 der Ramsar-Konvention definiert Feuchtgebiete als „(...) Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete oder Gewässer, die natürlich oder künstlich, dauernd oder zeitweilig, stehend oder fließend, Süß-, Brack- oder Salzwasser sind (...)“. Charakteristisch für Feuchtgebiete ist, dass sie im Vergleich zu anderen Biotopen rasch zerstört werden können und so ihre ökologischen Funktionen verlieren (KRATZ & PFADENHAUER, 2001).

4.4.1 Entwicklung eines Leitbildes für den Naturschutz

Für den Schwerpunktbereich Naturschutz wurde ein Leitbild entwickelt, das die Wiedervernässung des Niedermoorkörpers in den Mittelpunkt stellt, so dass dieser seine ursprüngliche Umweltfunktion wieder ausfüllen kann:

Leitbild der optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht des Naturschutzes

Erhaltung und Entwicklung einer ökologisch intakten Riedlandschaft mit einem niedermoortypischen Wasserhaushalt.

4.4.2 Bewertungskriterien für den Naturschutz

4.4.2.1 Flurabstand

LENKENHOFF & ROSE (2003) haben aus einer Vielzahl an Arbeiten minimale und maximale Grundwasserflurabstände für grundwasserabhängige Ökosysteme abgeleitet, ab deren Erreichen eine signifikante Schädigung des Ökosystems im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie gegeben ist (Tab. 4.1). Bei (obligat) grundwasserabhängigen Biotopen (Grundwasserabhängigkeitsklasse 1, vgl. Tab. 4.1) gilt dann eine Biotoptypänderung als wahrscheinlich. Der Grundwasserstand selbst einschließlich dessen Schwankungsdynamik wird hierbei als Ursache für eine Biotoptypenänderung betrachtet. Die äußeren Grenzen des Grundwasserflurabstands dürfen im Jahresmittel nicht über- oder unterschritten werden, da dies – wenn auch mit zeitlicher Verzögerung – einen Biotopwechsel nach sich ziehen würde. Das System ist auf die Konservierung des Ist-Zustands ausgelegt, eine mögliche Verbesserung durch einen Biotopwechsel im Sinne der Schaffung eines feuchtgebietstypischeren Biotops (Rückgang der Hemerobie) wird nicht berücksichtigt. Durch die Konservierung des Ist-Zustands wird ein System geschützt, das in den allermeisten Fällen bereits zuvor durch anthropogene Einflüsse verändert wurde (LINDNER, 1984). Die im Gebiet vorkommende Vegetation hat sich an veränderte Standortbedingungen angepasst und entspricht nicht mehr der natürlich vorkommenden Vegetation (potenzielle natürliche Vegetation).

Tab. 4.1: Äußere Grenzen des Grundwasserflurabstands für grundwasserabhängige Ökosysteme (LENKENHOFF & ROSE, 2003; gekürzt; negative Werte kennzeichnen Überstau)

Standardbiotoptyp (gem. BfN-Liste, überarb. Entwurf der 2. Fassung)	Code	Gw- Abh.	äußere Grenze des Flurabstands [cm]	
			untere	obere
Röhrichte				
Teichsimsenröhricht	38.01	1°	-200	10
Schilfröhricht	38.02		-160	50
Rohrkolbenröhricht	38.03		-150	20
Schneidenröhricht	38.04		-80	0
Wasserschwadenröhricht	38.05		-50	70
Rohrglanzgrasröhricht	38.06		-20	90
sonstige Röhrichte	38.07		-100	20

Moore				
Hochmoore	36.01	1#	-10	50
Übergangs- oder Zwischenmoore	36.02	1	-20	20
Moordegenerationsstadien	36.03	2	0	120
Torfabbaubereiche	36.04			
Handtorfstich	36.04.01			
Abtorfungsflächen im Fräsverfahren	36.04.02			
Regenerationsflächen von Hochmooren	36.05			
Waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	35.01	1	-30	60
Großseggenriede	37.	1	-40	60
Grünland				
artenreiches Grünland frischer Standorte	34.07	2	10	160
artenreiche frisches Grünland der montanen bis hochmontanen Stufe	34.07.02			
artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte	34.08			
Grünland nasser bis (wechsel-) feuchter Standorte	35.02	1	0	120
Pfeifengraswiesen	35.02.01			
Brenndolden-Auwiesen	35.02.02			
nährstoffreiches , extensives Feucht- u. Nassgrünland	35.02.03	1	-10	140
Nassgrünland	35.02.04		(-10)	60
Flutrasen	35.02.05	1°	(-40)	140
artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland	35.02.06 35.02.07	1	10	140
Salzgrünländer des Binnenlands	35.03	1	-10	50 [110]
Hochstaudenfluren und Waldsäume				
Wald- u. Gehölzsäume	39.01	2	0	150
Krautige Säume oligo- bis mesotropher Standorte	39.03.01			
Krautige Säume eutropher Standorte	39.03.02			
krautige Ufersäume und -fluren an Gewässern	39.04			
Neophyten-Staudenfluren	39.05			
frische und nasse Ruderalstandorte	39.06.03			
Gebüsche und Hecken				
Gebüsche mit überwiegend autochthonen Arten	41.01	2	0	500
Gebüsch nasser bis feuchter mineralischer Standorte	41.01.01	1	(-20)	60 [200]
Gebüsch nasser bis feuchter organischer Standorte	41.01.03			
Auweidengebüsch	41.01.02	1°	(-20)	50
Gebüsch frischer Standorte	41.01.04	2	0	500
Gebüsch stickstoffreicher Standorte	41.01.06			
Feldgehölz nasser bis feuchter Standorte	41.02.01	1	(-20)	60
Feldgehölz frischer Standorte	41.02.02	2	0	500
Hecken mit überwiegend autochthonen Arten	41.03			
Gehölzanzpflanzungen und Hecken aus überwiegend nicht autochthonen Arten	41.04			
Einzelbäume, Baumreihen, Baumgruppen	41.05			
Wälder				
Laub-Moorwälder	43.01	1	(-20)	60
Nadel-Moorwälder	44.01			
Bruchwälder	43.02			
Sumpfwälder	43.03		(-30)	70
Auenwälder	43.04	1°		
Bachgaleriewälder	43.04.01		<0	90 [120]
Weichholzaunenwälder	43.04.02			
Hartholzaunenwälder	43.04.03		50	280
Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder	43.06	2		500
Eschen-Ahorn-Schlucht- bzw. -Hangwald (feucht-kühle Standorte)	43.06.01			
Ahorn-Linden-Hangschuttwald (wärmere Standorte)	43.06.03			

Erläuterungen:

Gw-Abh.

1: grundwasserabhängig

2: je nach Ausprägung grundwasserabhängig

°: wechselnder Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser möglich

Flurabstände #: überwiegend regenwassergespeist mit eigenem Grundwasserkörper
(xy): Überflutung möglich, ununterbrochene Überflutung führt zu Änderung des Biotops
[xy]: unterer Grenzwert einzelner biotopspezifischer Pflanzengesellschaften

Die oberen und unteren äußeren Grenzen des Flurabstands nach Tab. 4.1 können nicht per se als obere und untere Ausschlusswerte (GFA_{max} , GFA_{min}) i.S.d. Bewertungssystems verstanden werden. Vielmehr handelt es sich hierbei um äußere Schranken, die nach Möglichkeit im Jahresmittel erst gar nicht erreicht werden sollten (LENKENHOFF & ROSE, 2003). Die Grenzflurabstände müssen biotops- und gebietsspezifisch unter Beteiligung von Fachleuten ermittelt werden, da neben dem Grundwasserstand weitere äußere Einflussfaktoren auf die Biotoptypen einwirken und deren Vorkommen bestimmen (Licht, Temperatur). Auch durch Pflegemaßnahmen wird in die natürliche Sukzession von Biotopen eingegriffen, wodurch konkurrenzschwächere Arten bevorzugt werden.

Die Messung der Flurabstände unter den Biotoptypen im Felde ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Ableitung von belastbaren Zahlen für jeden spezifischen Biotoptyp. Dabei sollte für jeden Biotoptyp mindestens eine repräsentative Grundwassermessstelle vorhanden sein oder, falls dies nicht der Fall ist, neu gesetzt werden. Je länger die Messperiode ist und je mehr Messstellen für einen Biotoptyp vorhanden sind, desto besser lassen sich die Aussagen absichern. Bei zu kurzen Messzeiträumen ist die Gefahr gegeben, dass der Grundwasserstand in Jahren gemessen wurde, die nicht als repräsentativ für das mittlere hydrologische Regime betrachtet werden können. Ein gutes Werkzeug zur Ergänzung von Grundwasserstandsmessungen bilden numerische Grundwassermodelle (PETERSEN & SÜTERING, 2003). Die Überlagerung der Messungen für mehrere Jahre erlaubt eine statistisch abgesicherte Beurteilung der biotopspezifischen Grundwasserverhältnisse.

Im folgenden soll ein Verfahren vorgestellt werden, mit dessen Hilfe die Grenzflurabstände GFA_{min} , GFA_{opt1} , GFA_{opt2} und GFA_{max} für grundwasserabhängige Biotoptypen anhand von Grundwasserstandsbeobachtungen in der Vergangenheit ermittelt werden können. Dem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich der Biotoptyp allein aufgrund der Grundwasserverhältnisse entwickeln konnte und diese Verhältnisse auch in Zukunft erhalten bleiben sollen. In Abb. 4.1 ist der Grundwasserflurabstand unter einer grundwasserabhängigen Hochstaudenfläche im Donauried dargestellt.

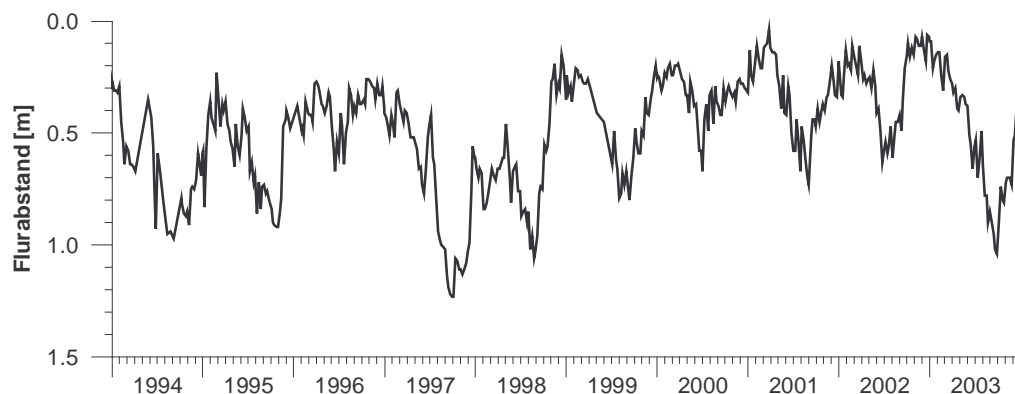


Abb. 4.1: Flurabstandsganglinie der Messstelle 4316

Die Messwerte weisen vereinzelt mehrwöchige Lücken auf, teilweise wurde der Grundwasserstand zweimal pro Woche gemessen. Um eine konsistente Datengrundlage für die anschließende Auswertung zu erhalten, wird daher auf Monatsmittelwerte übergegangen (Abb. 4.2). Die Mittelung bewirkt eine geringfügige, jedoch vernachlässigbare Glättung der Ganglinie. Wurden die Werte im Messzeitraum durchgängig im gleichen Messintervall bestimmt (z.B. wöchentlich), sollten auf jeden Fall alle Messwerte für die Auswertung verwendet werden.

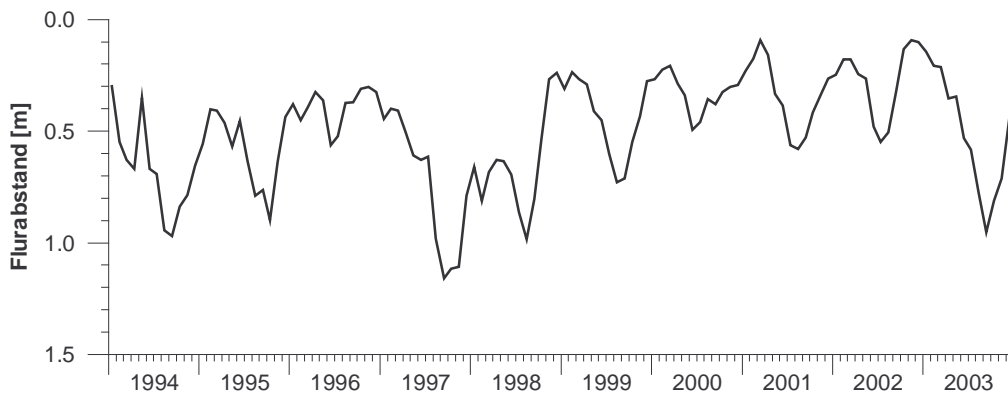


Abb. 4.2: Monatsmittelwerte des Flurabstands an der Messstelle 4316

Die Darstellung lässt bereits den charakteristischen und für diesen Biotoptyp typischen Jahresgang des Flurabstands erkennen, der nun explizit herausgearbeitet werden muss. Dazu werden alle Januarwerte, Februarwerte u.s.w. dem jeweiligen Monat zugeordnet und statistisch ausgewertet. Dazu wird die Auswertung über Perzentile gewählt, die sich insbesondere bei kleiner Stichprobenanzahl ohne erkennbare Verteilungsfunktion gut für statistisch abgesicherte Aussage eignen (Abb. 4.3).

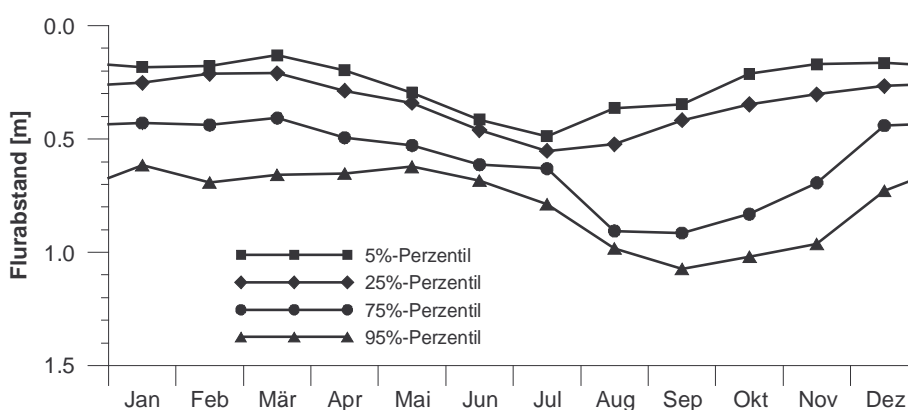


Abb. 4.3: Perzentile der Monatmittelwerte an der Messstelle 4316

Die Grenzflurabstände werden nun folgendermaßen festgelegt:

- GFAMin = 5%-Perzentil, um Ausreißer nach unten auszuschließen,
- GFAopt1 = 25%-Perzentil = unteres Quartil,
- GFAopt2 = 75%-Perzentil = oberes Quartil,

- GFA_{max} = 95%-Perzentil, um Ausreißer nach oben auszuschließen.

Die zentralen 50% der Werte werden demnach als optimaler Flurabstandsbereich für den Biotoptyp angesehen (Abb. 4.4). Dieser Bereich repräsentiert die Bedingungen, unter denen sich das Biotop entwickeln konnte und der auch zukünftig das Optimum für dessen Fortbestand darstellt.

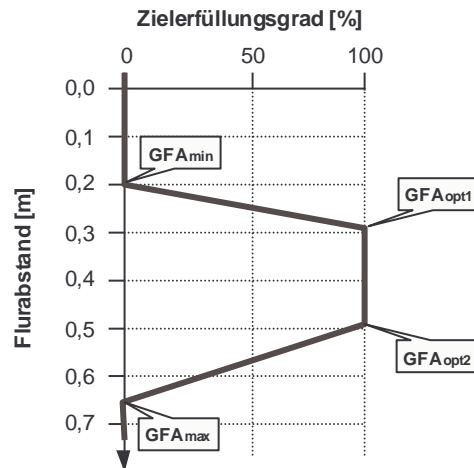


Abb. 4.4: Zielfunktion der Hochstaudenfläche im Monat April

Die ermittelten Grenzflurabstände müssen mit den Werten in Tab. 4.1 abgeglichen werden, um die Gefahr einer signifikanten Schädigung des Biotoptyps auszuschließen. Tab. 4.1 weist für den untersuchten Biotoptyp eine untere äußere Grenze des Flurabstands von 0 cm im Jahresmittel und eine obere äußere Grenze von 150 cm aus. Abb. 4.3 verdeutlicht, dass diese Grenzen durch die gewählten Grenzflurabstände eingehalten werden. Ist dies nicht der Fall, müssen die Grenzflurabstände angepasst werden, so dass die äußeren Grenzen im Jahresmittel nicht unter- oder überschritten werden. Dies kann beispielsweise dadurch geschehen, dass die Werte für GFA_{max} im Herbst nach unten korrigiert werden, so dass der arithmetische Mittelwert der zwölf Monatswerte die obere äußere Grenze des Flurabstands nicht überschreitet (LENKENHOFF & ROSE, 2003). Die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden auf diese Weise im Bewertungssystem berücksichtigt.

Weiterhin sind die maximal zulässigen Überflutungsdauern für Biotoptypen bei der Festlegung der Grenzflurabstände zu berücksichtigen. Hinweise auf die typischen Überflutungshäufigkeiten und -dauern können Grundwasserstands-Dauerlinien liefern (SCHOLLE & SCHRAUTZER, 1993, LEDERBOGEN, 2003). Eine Festlegung kann nur anhand der lokalen Verhältnisse und unter Einbeziehung von Spezialisten vorgenommen werden.

Flora vs. Fauna

Die oben beschriebene Herleitung von optimalen Flurabständen sowie den Ausschlusswerten erfolgt ausschließlich anhand der im Gebiet vorhandenen Vegetation. Tierarten, die in ihrer Existenz ebenfalls auf oberflächennahe Grundwasserstände angewiesen sind, wurden bislang nicht berücksichtigt. Es stellt sich daher die Frage, ob die Beschreibung von Feuchtgebieten tatsächlich allein anhand der Vegetation vorgenommen werden kann.

Die Vorteile der Klassifikation von naturschutzrelevanten Flächen anhand der Vegetation liegen auf der Hand:

- Einfachere Kartierung der standortgebundenen Vegetation im Vergleich zu den mobilen Tierarten; insbesondere die für Feuchtgebiete typischen Wat- und Wiesenvögel zeichnen sich durch eine hohe Mobilität aus
- Es existieren deutlich mehr und exaktere Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Vegetation und Grundwasser als über den Zusammenhang zwischen Tierarten und Grundwasser

Charakteristische Arten für Feuchtgebiete sind die *Wat- und Wiesenvögel*. Als Wiesenvögel werden dabei diejenigen Arten bezeichnet, die überwiegend Feuchtgrünland besiedeln (ROSENTHAL et al., 1998). Darunter sind zahlreiche Rote-Liste-Arten (RL) zu finden, wie beispielsweise Kampfläufer, Wachtelkönig und Wiesenweihe (RL 1), Bekassine, Großer Brachvogel, Uferschnepfe (RL 2), Braunkehlchen, Kiebitz, Wiesenpieper und Rotschenkel (RL 3). Feuchte Böden sind für die Wiesenvögel von entscheidender Bedeutung, um mit ihren langen Schnäbeln im Boden nach Nahrung stochern zu können. Regelmäßige Überflutungen von Flächen sind für das Vorkommen der Wiesenvogel-Leitarten bedeutsam. So zeigt die Überlagerung der Brutstätten des Wachtelkönigs eine gute Übereinstimmung mit regelmäßig überschwemmten Gebieten im Winter und Frühjahr (ROSENTHAL et al., 1998). Dabei sind Dauer, Ausdehnung und Jahreszeit der Überschwemmungen von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen und die Anzahl der Wiesenvögel. Es darf allerdings nicht übersehen werden, dass außer dem Wasser noch weitere Faktoren auf die Abundanz dieser Arten einwirken. Als wertbildende Parameter sind hierbei zu nennen (FLADE, 1994):

- das Vorhandensein von offenen, weiträumigen und nahezu gehölzfreien Flächen von mind. 100 ha,
- ein bewegtes Bodenrelief,
- kurzrasige und lückige Vegetation sowie
- extensive Bewirtschaftung von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Dadurch wird die Ableitung eines direkten Zusammenhangs zwischen Grundwasserstand und Vogelvorkommen erschwert. Verbesserte Wasserverhältnisse für Wiesenvögel (lange und großflächige Vernässungen) müssen demnach nicht zwangsläufig zu einer erhöhten Population derselben führen.

ROSENTHAL et al. (1998) schlagen eine idealisierte Wasserganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln in niedermoorgeprägten Feuchtgrünlandgebieten vor (Abb. 4.5), die eine gute Übereinstimmung mit den idealisierten Ganglinien für die feuchteren Ausbildungen der Niedermoor-Vegetation aufweist.

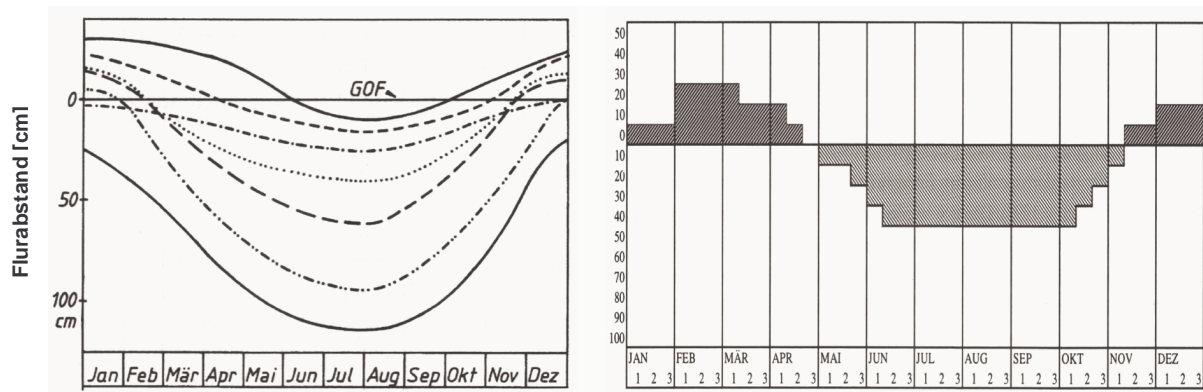


Abb. 4.5: Mittlere Grundwassergänge unter Niedermoor (links) und idealisierte Ganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln (rechts) (ROSENTHAL et al., 1998)

Die in Deutschland heimischen *Amphibienarten* sind bezüglich ihrer Fortpflanzung auf offene Wasserflächen angewiesen (ROSENTHAL et al., 1998). Zur Übersommerung oder Überwinterung ziehen sie sich aber auf terrestrische Standorte zurück. Für das Überleben der Amphibienarten ist eine enge räumliche Verzahnung dieser beiden Lebensräume erforderlich. Die Amphibienarten Laubfrosch, Moorfrosch und Rotbauchunke konzentrieren ihr Auftreten auf Feuchtgrünland und sind heute fast ausschließlich auf diesen Standorten zu finden. Der Laubfrosch benötigt sonnenbeschienene Gewässer (Temperatur $> 15^{\circ}\text{C}$), in deren Umgebung Knicks, Strauchvegetation o.ä. zu finden ist. Der Moorfrosch hingegen ist ein typischer Bewohner von Hoch- und Niedermooren, der hohe Grundwasserstände und sonnenbeschienene, vegetationsreiche, flache Laichgewässer benötigt. Mit einer maximalen Migrationsleistung von ca. 1 km ist er nahezu standortgebunden und kann im Falle zu trockener Bedingungen nicht auf Ersatzbiotope ausweichen. Gleiches gilt für die Rotbauchunke, die fast ganzjährig an das Laichgewässer gebunden ist. Sie bevorzugt dabei wasserführende Grünlandsenken mit einer dichten, niedrigen Vegetation, die beispielsweise durch hohe Grundwasserstände oder Stauwasser im Feuchtgrünland entstehen können. Die drei genannten Arten können durch langanhaltende Vernässungen in ihrem Vorkommen gefördert werden. Dadurch kann verhindert werden, dass ihr Laich vor dem Schlüpfen der Brut austrocknet.

Es bleibt abschließend festzustellen, dass die Vegetation die geeignetste Grundlage zur Ableitung feuchtgebietstypischer Grundwasserflurabstände darstellt. Sie steht mit den sie besiedelnden Tierarten in einem engen ökologischen Zusammenhang mit zahlreichen Abhängigkeiten und Rückkopplungen. Die Optimierung des Flurabstands für die grundwasserabhängigen Biotoptypen führt gleichzeitig zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die feuchtgebietstypischen Tierarten.

4.5 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurden die allgemeinen Anforderungen der drei Wassernutzer Wasserversorgung, Landwirtschaft und Natur an den Wasserhaushalt dargestellt. Dabei wurde für jede Gruppe ein Leitbild entwickelt, das das jeweilige Optimum im Sinne der anzustrebenden Grundwasserbewirtschaftung repräsentiert. Aus diesen Leitbildern wurden die für die Bewertung und Optimierung der Grundwasserentnahmen relevanten Bewertungsgrößen abgeleitet. Die Zielfunktionen, die jedem Beobachtungswert eine Bewertung zwischen 0% (schlecht) und 100% (optimal) zuweisen, können auf der Basis objektiver Datengrundlagen ermittelt werden (Abb. 4.1).

Der Flurabstand stellt die zentrale Bewertungsgröße im Raum dar. Die Zielfunktionen für den Flurabstand variieren räumlich in Abhängigkeit von:

- dem Nutzer, dem die betreffende Fläche zugeordnet ist,
- dem Bodentyp und der Bodenart und
- der Nutzung bzw. der Vegetation an der Oberfläche.

Für den Naturschutz und die Landwirtschaft wurde zudem eine zeitliche Variabilität der Zielfunktionen erkannt. So sind die Zielfunktionen des Naturschutzes an den natürlichen Jahresgang des Grundwasserstands angepasst, im Falle der Landwirtschaft benötigen die mineralisch-terrestrischen Böden einen kapillaren Anschluss an das Grundwasser, wenn der Versorgungsgrad dieser Böden 40% der nutzbaren Feldkapazität unterschreitet.

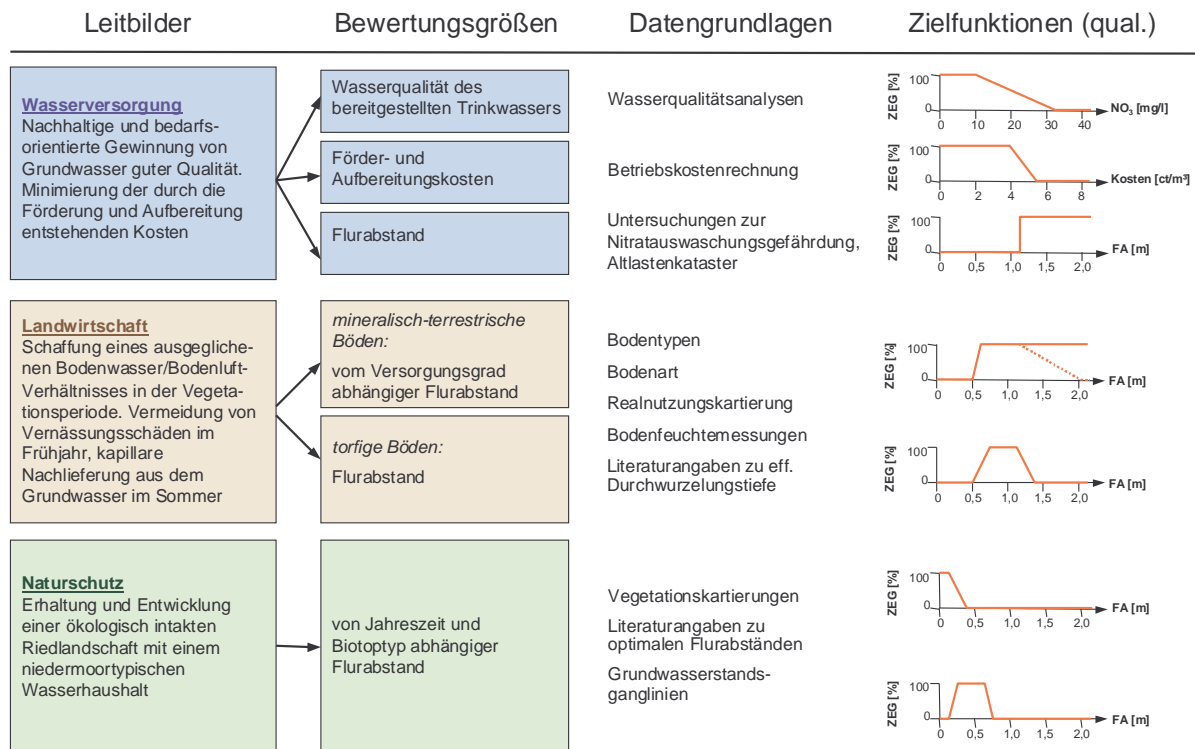


Abb. 4.1: Leitbilder, Bewertungsgrößen, Datengrundlagen und Zielfunktionen

Die Zielfunktionen des Flurabstands werden über vier Eckpunkte aufgebaut:

- GFA_{\min} : minimaler Grenzflurabstand, der nicht unterschritten werden darf (ZEG = 0%),
- GFA_{opt1} : unterer optimaler Grenzflurabstand, ab dem optimale Bedingungen vorherrschen (ZEG = 100%)
- GFA_{opt2} : oberer optimaler Grenzflurabstand, bis zu dem optimale Bedingungen vorherrschen (ZEG = 100%) und
- GFA_{\max} : maximaler Grenzflurabstand, der nicht überschritten werden darf (ZEG = 0%)

Zwischen den Grenzflurabständen werden die Zielfunktionen linear interpoliert.

5 ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR STATIONÄRE VERHÄLTNISSE

5.1 Übersicht

Die in Kap. 4 ermittelten Anforderungen an den Wasserhaushalt müssen nun in das in Kap. 2 gewählte Bewertungsverfahren integriert werden. Im vorigen Kapitel wurde bereits dargestellt, wie die Zielfunktionen allgemein zu entwickeln sind. In diesem Kapitel wird nun anhand des Untersuchungsgebiets Donauried dargestellt, wie die konkreten Anforderungen vor Ort in ein Bewertungssystem für die Bewertung und Optimierung der Entnahmen an den sechs Kies-Grundwasserfassungen im Donauried implementiert werden. In diesem Kapitel wird außerdem das für alle weiteren Bewertungen und Optimierungen gültige Zielsystem einschl. der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren festgelegt.

Das Bewertungssystem wird zunächst für stationäre Verhältnisse entwickelt, d.h. die Zielfunktionen stellen sich als zeitunabhängig dar. Sie basieren im wesentlichen auf langjährigen Mittelwerten und sind im wesentlichen für Mittelwasserverhältnisse gültig. Vergleichsweise niedrige und hohe Grundwasserstände liegen meist nur temporär vor, so dass die Annahme stationärer Strömungsverhältnisse nur bedingt möglich ist. Dennoch ist davon auszugehen, dass das entwickelte Bewertungssystem auch für Jahresmittelwerte bei Niedrig- und Hochwasser anwendbar ist.

5.2 Notwendigkeit der räumlichen Nutzungsentflechtung

Die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Ansprüche der drei Wassernutzer Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz an den Wasserhaushalt differieren teilweise beträchtlich. Der Flurabstand taucht dabei als zentrale Bewertungsgröße bei allen drei Gruppen auf. Während der Naturschutz, vereinfacht gesagt, möglichst oberflächennahe Grundwasserstände benötigt, sind für die Landwirtschaft größere Flurabstände notwendig, um optimale Bedingungen zu schaffen. Die Zielfunktionen widersprechen sich in diesem Fall und eine Optimierung, bei der auf einer Fläche gleichzeitig die Bedingungen für die Landwirtschaft und den Naturschutz verbessert werden sollen, muss zwangsläufig scheitern. Jede zu bewertende Fläche muss daher im Bewertungssystem eindeutig durch eine Zielfunktion repräsentiert werden.

Es muss vor Beginn der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung überprüft werden, ob die aktuelle Landnutzung im Gebiet eine sinnvolle Optimierung des Grundwasserhaushalts überhaupt zulässt. Dabei sind insbesondere die physikalischen Gesetzmäßigkeiten der Grundwasserströmung (Absenkungsverhalten, Abb. 5.1) mit in die Überlegungen einzubeziehen. Mittels numerischer Modelluntersuchungen lassen sich abgesicherte Aussagen über den Einflussbereich der Grundwasserentnahmen treffen.

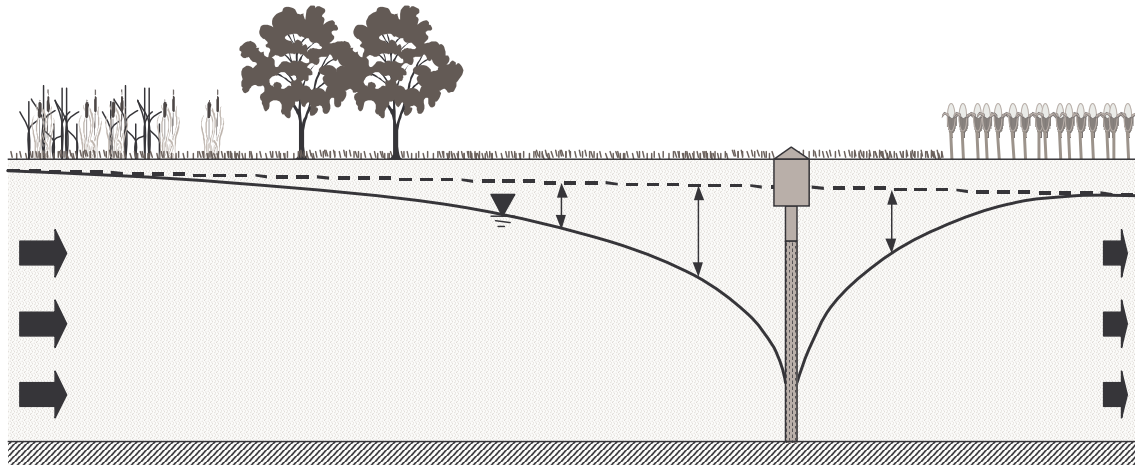


Abb. 5.1: *Prinziphafte Darstellung der Grundwasseroberfläche bei einer Einzelentnahme in Grundströmung*

Der Grundwasserhaushalt wird sich in aller Regel für eine kleinräumig strukturierte Landnutzung nur schwerlich optimieren lassen, v.a. dann, wenn naturschutzrelevante Flächen und landwirtschaftlich genutzte Flächen in einem kleinräumigen Mosaik eng beieinander liegen. Der Erfolg der Optimierung hängt damit auch von der räumlichen Verteilung der drei Nutzer im Untersuchungsraum und den Entfernungen zu den Brunnen ab, mit denen die Bewertungsgröße Flurabstand gesteuert werden kann.

Es wird empfohlen, die aktuelle Landnutzung in solchen Fällen vor Beginn der Optimierung zunächst zu entflechten und Teilflächen des Gebiets der vorrangigen Nutzung durch eine der drei Gruppen zuzuordnen. Durch die Bildung solcher Schwerpunktbereiche, vorausgesetzt die physikalischen Gesetzmäßigkeiten wurden beachtet, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass sich durch die optimierte Grundwasserbewirtschaftung ein für alle Beteiligten zufriedenstellendes Ergebnis erzielen lässt. Die weitere Unterteilung der Schwerpunktbereiche in Flächen unterschiedlicher Wertigkeit lässt eine höhere Gewichtung von besonders wertvollen Bereichen im Zielsystem zu.

Bei der Unterteilung des Gebiets in Vorrangbereiche müssen alle Nutzer mitwirken, da ansonsten die Akzeptanz einer optimierten Bewirtschaftungsstrategie bei den einzelnen Nutzern gering sein wird. Es muss daher ein für alle Nutzer tragfähiger Kompromiss erarbeitet werden. Die Abgrenzung von Vorrangbereichen anhand von rechtlich festgelegten Schutzgebieten (Wasserschutzgebiet, Naturschutzgebiet, FFH-Gebiet, etc.) kann bei diesem Schritt lediglich eine Hilfe sein, da es keine „Landwirtschaftsschutzgebiete“ gibt. Es bestünde daher die Gefahr, dass die Landwirtschaft bei dieser Art der Nutzungsentflechtung benachteiligt wird.

Wie der Prozess der Neuordnung von Nutzungsinteressen in der Praxis aussehen kann, beschreibt HAAKH (1998). Für die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung im Donauried liegt die in Kap. 3.4 dargestellte Flächenaufteilung der Arbeitsgruppe „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“ zugrunde (Abb. 3.5).

5.3 Festlegung der Zielfunktionen

5.3.1 Zielfunktionen für den Flurabstand

Die Zielfunktionen für stationäre Verhältnisse wurden auf Basis der folgenden Datengrundlagen ermittelt:

- Schwerpunktbereiche entsprechend Abb. 3.5
- Bodentyp und Bodenart entsprechend Abb. 3.1
- Landwirtschaftliche Nutzung unterschieden in Acker- und Grünlandnutzung entsprechend Abb. 3.1
- Vegetation entsprechend Abb. 3.2

Die Grundlagenkarten wurden dazu an das Raster des Grundwassermodells angepasst. Die Anpassung wurde im GIS vorgenommen, wobei so vorgegangen wurde, dass jeder Berechnungszelle (Größe: 50 · 50 m) dasjenige Attribut zugewiesen wurde, das prozentual die meiste Fläche einnahm. Die resultierenden „Rasterkarten“ wurden im GIS überlagert und so eine Zielkarte auf Basis des Modellrasters geschaffen, die die Grundlage für die Festlegung der Zielfunktionen bildete. Diese Vorgehensweise war nötig, um jeder Berechnungszelle, für die mit dem Grundwassermodell jeweils eine Piezometerhöhe berechnet wird, eine eindeutige Zielfunktion zuweisen zu können. Dabei musste eine geringfügige Vergrößerung der Datengrundlagen in Kauf genommen werden. Sehr kleinräumig ausgeprägte Flächen (z.B. einzelne kleine Grünlandflächen inmitten von Ackerland) und schmale Linienstrukturen (z.B. Grabenränder) fielen dadurch aus der Bewertung heraus. Für die Bewertung der Fassungsentnahmen ist dies jedoch unerheblich.

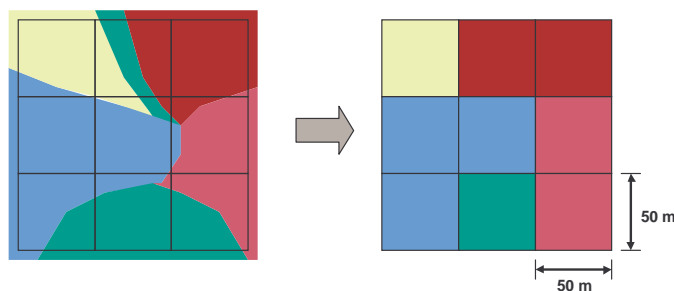


Abb. 5.1: Anpassung der Grundlegendaten an das Berechnungsgitter des Grundwassermodells

5.3.1.1 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Naturschutz

Die Festlegung der Zielfunktionen des Flurabstands im Schwerpunktbereich Naturschutz basiert auf einem von der Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V. (AGSD) entwickelten Schlüssel der im Donauried vorkommenden Vegetationsstrukturen und Nutzungsformen (MÄCK, 2002; Tab. 5.1 und Tab. 5.2). Die bereits verfügbaren Vegetationskartierungen (Vegetationskartierung UVP Fassung 4 und Vegetationskartierung Leipheimer Moos) wurden an diesen Schlüssel angepasst. Dort, wo keine Kartierungen vorlagen, wurde entsprechend des Schlüssels nachkartiert (EGLSEER, 2002).

Das fachliche Ziel des Naturschutzes für das Donauried ist die flächige Wiedervernässung des Niedermoorkörpers und somit die Wiederherstellung dessen ursprünglicher Umweltfunktion. Der Schwerpunktbereich Naturschutz wird gemäß dem Schlüssel in zwei Zonen unterteilt (vgl. Zonierungskonzept für die Renaturierung von Mooren; SCHOPP-GUTH, 1999):

- in eine *Kernzone*, die die Naturschutzgebiete und weitere naturschutzrelevante, ungenutzte Flächen umfasst und
- in eine *Pufferzone* um die Kernzone, die gegenwärtig landwirtschaftlich genutzt wird.

Von der AGSD wurden die „Zielvegetation“ und die „Zielnutzung“ für die derzeit vorhandenen Vegetations- und Nutzungsstrukturen festgelegt. Diese stellen den Soll-Zustand für den Naturschutz im Donauried dar, der mit Hilfe der optimierten Grundwasserbewirtschaftung angestrebt werden soll. Ziel ist somit nicht die Erhaltung des Ist-Zustands, sondern die Etablierung einer niedermoortypischeren Tier- und Pflanzenwelt (vgl. Abb. 3.3), dies allerdings vor dem Hintergrund der potentiellen Machbarkeit und unter Berücksichtigung von aus Sicht des Naturschutzes wertvoller Lebensräume und Artengruppen, auch wenn diese nicht klassischerweise niedermoortypisch sind. Modellrechnungen hatten gezeigt, dass im Fall der Nullentnahme sehr geringe Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz möglich sind, die allerdings für Teile der gegenwärtigen Vegetation in den Naturschutzgebieten nicht akzeptabel wären. Dieses überraschende Ergebnis liegt daran, dass weite Teile der Naturschutzgebiete von Vegetationseinheiten beherrscht sind, die dort nur aufgrund der jahrzehntelangen, künstlichen Grundwasserabsenkung Fuß fassen konnten und heute eine Vielzahl seltener und schützenswerter Pflanzen und Tiere beherbergen. Wenn nun die ökologischen Ansprüche dieser Vegetationsgesellschaften bei der Zielwertfindung des Wasserstandes Berücksichtigung finden würden, wäre eine Erreichung des übergeordneten Ziels, nämlich ein niedermoortypischer Wasserstand nicht möglich. In einem gemeinsamen Gespräch mit der AGSD am 27.05.03 wurde daher festgelegt, dass für die aktuelle, überwiegend nicht niedermoortypische Vegetation kein genereller Bestandsschutz gelten solle. Dort, wo sich aus der heutigen Vegetation Feuchtröhricht, Großseggenriede oder Bruchwald (= torfbildende Vegetationsstrukturen) entwickeln könnten, wurden keine Mindestflurabstände (GFA_{\min} und GFA_{opt1}) spezifiziert.

Die optimalen Flurabstände wurden für die *Kernzone* also grundsätzlich anhand der Zielvegetation festgelegt. Der optimale Grundwasserstand muss in der Kernzone dann über oder knapp unter der Geländeoberkante liegen. Damit kann einerseits eine Rückquellung des Torfes, dort wo er noch Faserstrukturen aufweist, initiiert werden bzw. ein erneutes Torfwachstum beginnen, andererseits wird das Potenzial für die Ansiedlung von feuchtgebietstypischen Tier- und Pflanzenarten geschaffen. Einzige Ausnahme bilden die trockenen Magerrasenbestände im Leipheimer Moos, die aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung auch zukünftig erhalten bleiben sollen. Diese wertvollen Pflanzengesellschaften besiedeln jetzt die höchstgelegenen Flächen der Niedermoore. Dies bedeutet, dass das Herstellen eines niedermoortypischen Wasserstandes auch für diese Bereiche aufgrund der Reliefenergie des Gebietes in den tieferliegenden Arealen das Entstehen einer Seenlandschaft zur Folge hätte, was mit dem Ziel der Wiederherstellung eines Niedermoores nicht vereinbar wäre. Daher

erscheint es fachlich richtig und zielführend, die höchstliegenden Areale fachlich differenziert zu betrachten.

In der *Pufferzone* werden die optimalen Flurabstände anhand der Zielnutzung abgeleitet. Mit diesen Flurabständen wird der natürliche Torfabbau minimiert und eine Rückquellung des Torfes in den tieferen Bereichen initiiert, dennoch soll weiterhin eine extensive Grünlandbewirtschaftung der Flächen möglich bleiben bzw. etabliert werden. Damit werden gleichzeitig wertvolle Lebensräume für eine Vielzahl von naturschutzrelevanten Arten geschaffen, die in der heutigen industrialisierten Landwirtschaft keinen Lebensraum mehr finden und die in der ehemaligen Natur- und Kulturlandschaft auch die Randbereiche und das Umfeld der nassen Bereiche der Niedermoore besiedelten.

Tab. 5.1: *Eckpunkte der Zielfunktionen auf den naturschutzbedeutsamen Flächen (Kernzone)*

Gegenwärtige Vegetation	Kartiereinheit	Zielvegetation	GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]
(Feucht-)Röhricht	N1	Feuchtröhricht	-	-	10	20
Großseggenried	N2	Großseggenried	-	-	10	15
Kleinseggenried	N3	Kleinseggenried (Bestandsschutz)	-30	5	15	25
Übergang von Klein- zu Großseggenried	N2/N3	Großseggenried	-	-	10	15
Pfeifengras-Streuwiese	N4	Pfeifengras-Streuwiese (Bestandsschutz)	-10	10	40	60
Bruchwald	N5	Bruchwald	-	-	30	40
trockene (Alt-)Grasbestände	N6a	trockene (Alt-) Grasbestände (Bestandsschutz)	30	50	-	-
wechselfeuchte (Alt-) Grasbestände	N6b	Kleinseggenried	-30	5	15	25
(Faulbaum-)Weidengebüsch	N7	Bruchwald	-	-	30	40
Kleingewässer, Graben- u. Teichränder	N8	Kleingewässer, Graben- u. Teichränder	-60	-50	-20	-10
Hochstauden- Ruderalfluren, Brachflächen	N9	Feuchtröhricht oder Großseggenried	-	-	70	80
Pionierstandorte (nach Entbuschung)	N10	freie Entwicklung	-	-	10	20

Tab. 5.2: *Eckpunkte der Zielfunktionen im land- und forstwirtschaftlich genutzten Umfeld (Pufferzone)*

Gegenwärtige Nutzungsform	Kartiereinheit	Zielnutzung	GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]
Grünland 1-schurig	U1	Pfeifengras-Streuwiese	-10	10	40	60
Grünland 2-3schurig	U2	Bestandsschutz	-10	10	70	80
Grünland 3-4schurig	U3	Grünland 2-3schurig	-10	10	70	80
Extensivweide	U4	Extensivweide	-10	10	70	80
Intensivweide	U5	Extensivweide	-10	10	70	80
Flachtümpel, Mulden, Grabenränder	U6	Bestandsschutz	-60	-50	-20	-10
Laubwald, Nadelwald, Gebüsch	U7	Bruchwald	-	-	30	40
Brachflächen, Stilllegung	U8	freie Entwicklung, extensive Grünlandnutzung möglich	-10	10	70	110

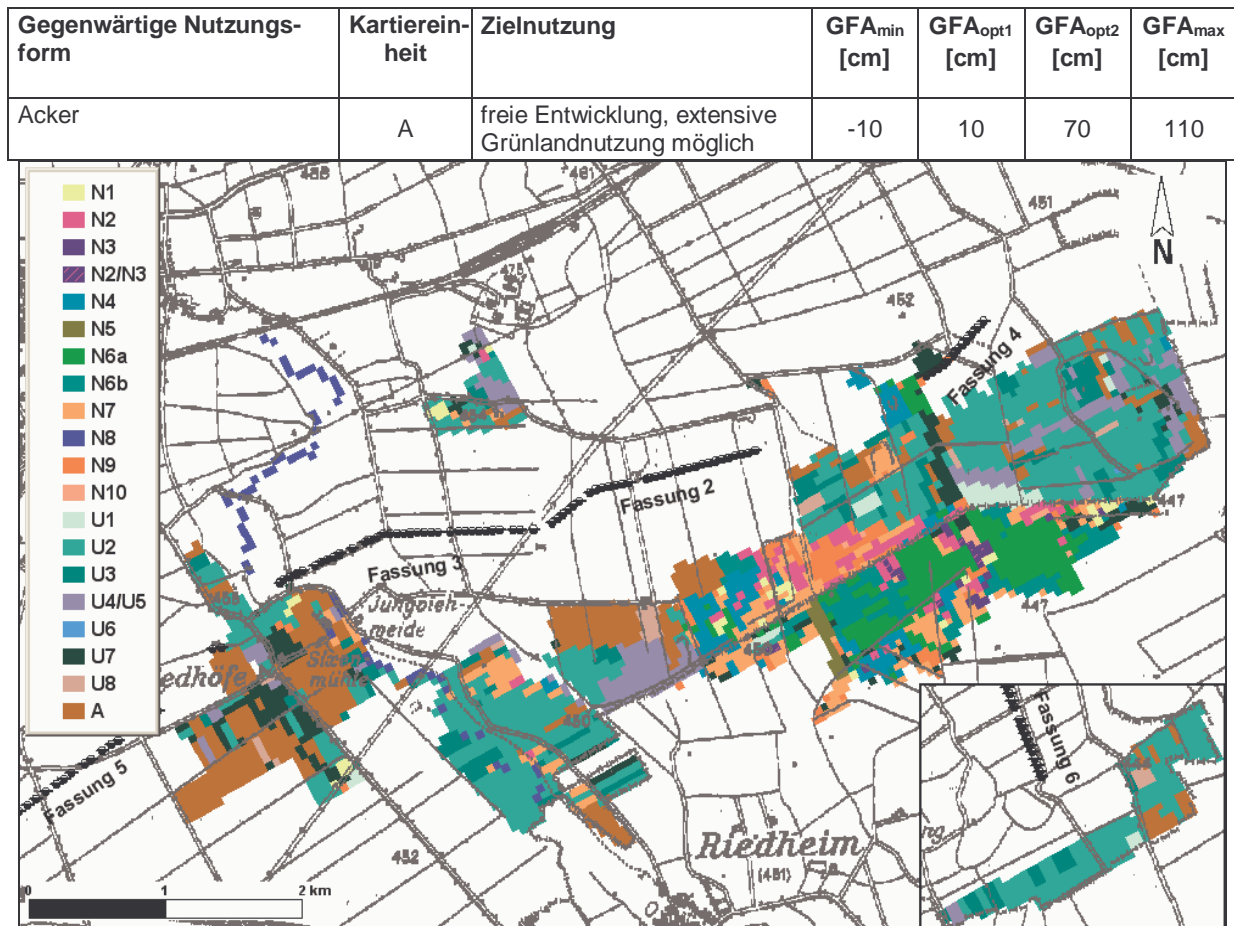


Abb. 5.1: Vegetation und Nutzung im Schwerpunktbereich des Naturschutzes

5.3.1.2 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Landwirtschaft

Für die Bewertung stationärer Verhältnisse im Schwerpunktbereich Landwirtschaft wird davon ausgegangen, dass der Versorgungsgrad des Bodens 40% nFK nicht unterschreitet. Die mineralisch-terrestrischen Böden benötigen in diesem Fall keinen kapillaren Anschluss an das Grundwasser (Abb. 4.1). Die Untersuchungen von BRIEMLE & LEHLE (1991) im Donauried zeigen, dass unter normalen Bedingungen auch in den Sommermonaten nur an einzelnen Tagen Saugspannungen unter -800 cmWS (pF 2,9) erreicht werden. Das Donauried weist bedingt durch die Niederschlagsverteilung im Sommer insgesamt günstige Bodenfeuchteverhältnisse auf (HUGGER, 2001). Problematischer stellt sich da die Vernässungsneigung der schweren Böden im Winter und Frühjahr dar.

Entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.3.5 ist der Hauptwurzelraum der Pflanzen grundwasserfrei zu halten (GFA_{min}). Der optimale Flurabstandsbereich (GFA_{opt1}) beginnt dann, wenn auch der effektive Wurzelraum grundwasserfrei ist.

Die grundwasserabhängigen Böden (Anmoor und Niedermoor) benötigen aus Bodenschutzgründen unabhängig vom Versorgungsgrad immer einen kapillaren Anschluss an das Grundwasser. Für die Festlegung der Grenzflurabstände GFA_{opt2} und GFA_{max} wurden die Mittelwerte aus Tab. 3.1 für eine kapillare Aufstiegsrate von 5 bzw. 0,2 mm/d verwendet.

Tab. 5.1: Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Landwirtschaft

	Bodenkartiereinheit	Acker				Grünland			
		GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]	GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]
Mineralische Böden	4	60	100	-	-	30	60	-	-
	5	60	100	-	-	30	60	-	-
	6	60	100	-	-	30	60	-	-
	7	60	100	-	-	30	60	-	-
	8	60	100	-	-	30	60	-	-
	9	60	100	-	-	30	60	-	-
	10	60	100	-	-	30	60	-	-
	11	60	100	-	-	30	60	-	-
	12	60	100	-	-	30	60	-	-
	13	60	100	-	-	30	60	-	-
	14	60	100	-	-	30	60	-	-
	15	60	100	-	-	30	60	-	-
	16	60	100	-	-	30	60	-	-
	17	60	100	-	-	30	60	-	-
Anmoorböden	18	70	110	150	230	40	70	110	210
	19	70	110	150	230	40	70	110	210
	20	70	110	130	170	40	70	100	170
	21	70	110	130	190	40	70	100	190
	22	70	110	120	200	40	70	100	180
	23	70	110	130	190	40	70	100	180
Niedermoorböden	24	70	110	110	110	40	70	110	110
	25	70	110	110	110	40	70	110	110
	26	70	110	110	110	40	70	110	110
	27	70	110	110	110	40	70	110	110
	28	70	110	110	110	40	70	110	110

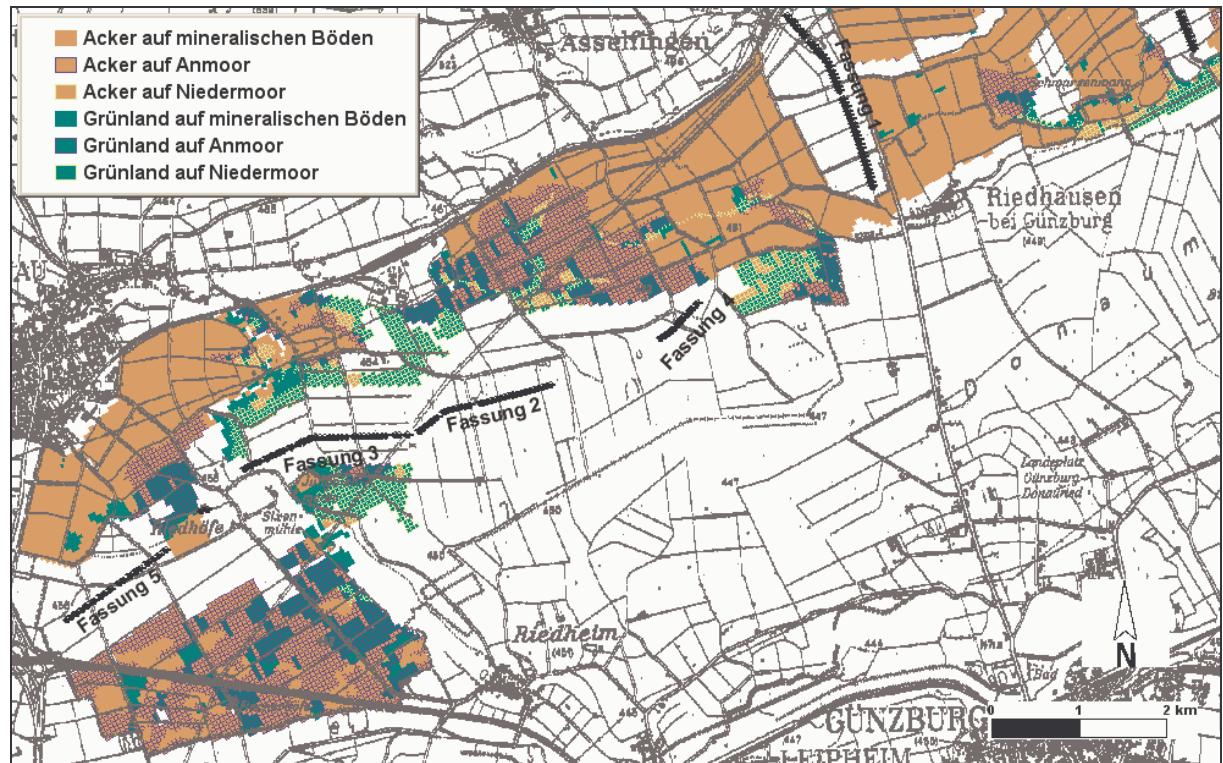


Abb. 5.1: Nutzung und Böden im Schwerpunktbereich Landwirtschaft

5.3.1.3 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft

Wie in den Kap. 3.2.1 und 4.2.5.3 ausgeführt wurde, beeinträchtigen die nitratreichen Deckschichten im westlichen Donauried die Rohwasserqualität. Bedingt durch Mineralisierungsprozesse kommt es bei schnell ansteigenden Grundwasserständen zu Auswaschungseffekten und einem zusätzlichen Eintrag von Nitrat in das Grundwasser. Dieser Effekt ist prinzipiell davon abhängig, wie schnell das Grundwasser in die mineralisierten Bereiche des Bodens eindringt und sich wieder zurückzieht. Vollzieht sich dieser Vorgang langsam, dann stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Mineralisation und Denitrifikation ein. Bei den oftmals kurzfristig verlaufenden Grundwasseranstiegen wird dieser Mechanismus jedoch nicht schnell genug wirksam und es kommt zu extremen Nitratreinträgen in das Grundwasser (HAAKH & SCHMID, 1996).

Um diesen Prozess im Bewertungssystem berücksichtigen zu können, wurden Grundwasserstandsmessungen mit der Nitratkonzentration im Rohwasser verglichen (Abb. 3.2). Der Vergleich zeigt, dass bei Anmoorböden unterhalb eines Flurabstands von ca. 90 cm und bei Niedermoorböden unterhalb eines Flurabstands von ca. 120 cm ein starker Anstieg der Nitratkonzentration zu erwarten ist. Diese Flurabstände werden als einzuhaltenden Mindestflurabstände für stationäre Verhältnisse im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft entsprechend der Zielfunktion in Abb. 4.1 angesetzt.

Tab. 5.1: Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Wasserwirtschaft

	Kartiereinheiten (vgl. Kap. 15.1)	GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]
Anmoorböden	17 – 23	90	90	-	-
Niedermoorböden	24 – 28	120	120	-	-

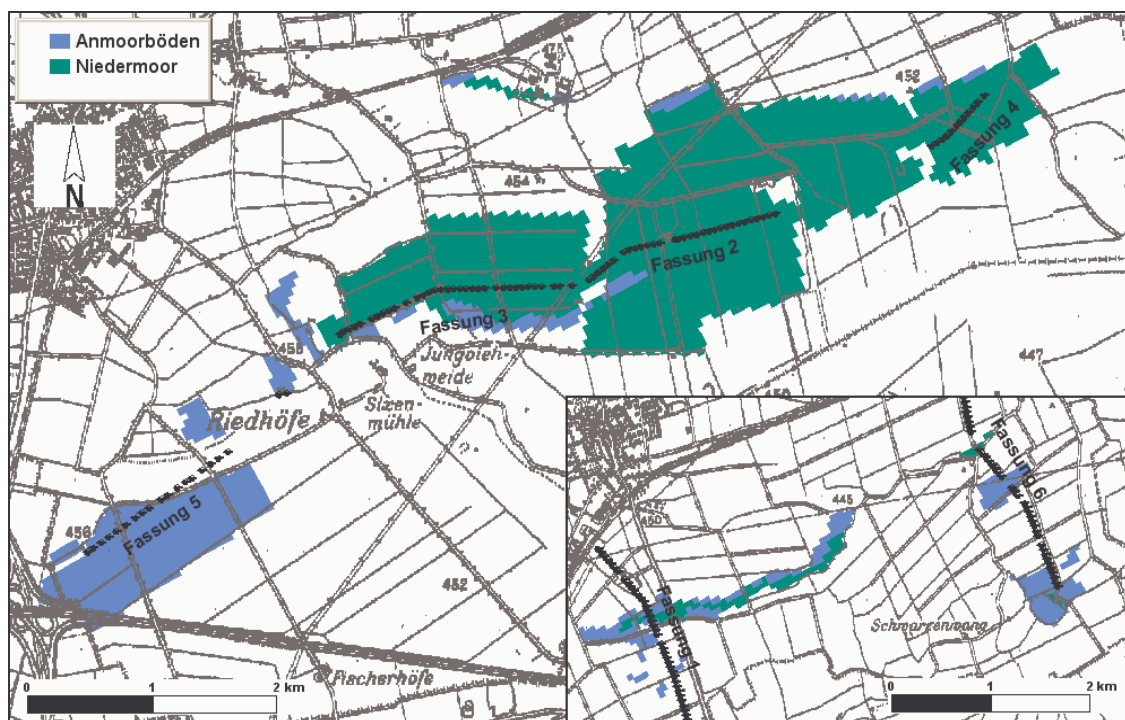


Abb. 5.1: Flächen mit Zielfunktionen für den Flurabstand im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft

5.3.2 Zielfunktionen für die Wassergüteparameter

Als wertbestimmende Wassergüteparameter für die Trinkwasserbereitstellung werden die Parameter Nitratkonzentration und Gesamthärte im Reinwasserbehälter des Wasserwerks Langenau angesehen. Die Festlegung der Eckpunkte der Zielfunktionen wurde anhand der Messwerte zwischen 1988 und 2001 vorgenommen (SCHNECK, 2002).

Tab. 5.1: Eckpunkte der Zielfunktionen für die Wassergüteparameter Nitrat und Gesamthärte

	ZEG = 100%	ZEG = 0%
Nitratkonzentration im Reinwasser	< 22 mg/l	> 27 mg/l
Gesamthärte im Reinwasser	< 13,5 °dH	> 13,8 °dH

Da es viele Möglichkeiten gibt, wie das Wasser aus den unterschiedlichen Gewinnungsanlagen im Wasserwerk Langenau geführt werden kann und zudem weitere Wassergewinnungsanlagen außerhalb des Untersuchungsgebiets mit berücksichtigt werden müssen (Abb. 3.1), mussten eine Reihe von Annahmen und Vereinfachungen für die Ermittlung der Gesamthärte und des Nitratgehalts im Reinwasser getroffen werden, um die Ergebnisse der Bewertung vergleichbar zu machen.

Annahmen für die Berechnung der Gesamthärte im Reinwasser:

1. Es wird von einer kontinuierlichen Gesamtbereitstellung von 2.162 l/s im Wasserwerk Langenau ausgegangen. Dieser Wert wurde anhand der mittleren Bereitstellung im Zeitraum 1998 bis 2002 festgelegt.
2. Es wird davon ausgegangen, dass im Vorpumpwerk Burgberg kontinuierlich 340 l/s gefördert werden (mittlere Förderrate im Zeitraum 1998 bis 2002).
3. Die Grundwasserentnahme im Donauried wurde entsprechend der zu untersuchenden Bewirtschaftungsstrategie angesetzt. Da in den Simulationen mit dem numerischen Grundwassermodell noch keine Karst-Grundwasserentnahme an der Fassung 5 berücksichtigt ist, wurden die Karstbrunnen bei der Berechnung der Gesamthärte vernachlässigt ($Q=0$ l/s).
4. Die Restmenge auf 2.162 l/s wird aus der Donau entnommen (Donauwasserentnahme = 2.162 l/s \cdot Grundwasserentnahme Donauried \cdot Karstgrundwasserentnahme Burgberg). Um den realen Verhältnissen Rechnung zu tragen, wird die maximale Aufbereitungsmenge über die Donauwasseraufbereitung auf max. 1.300 l/s beschränkt.
5. Der maximale Durchsatz durch die Entcarbonisierungsanlage (EC) beträgt 850 l/s. Die EC wird bei den unterschiedlichen Entnahmen immer so gefahren, dass so viel Grundwasser wie möglich über die EC geleitet wird (max. jedoch 850 l/s).
6. Das über die Donauwasseraufbereitung geführte Wasser wird teilentcarbonisiert. Dabei reduziert sich die Gesamthärte des Mischwassers aus Donauwasser und Wasser der Fassung 4 um 1°dH.
7. Die Priorität, welches Wasser aus den Kies-Grundwasserfassungen zuerst über die EC geleitet wird, wurde in Absprache mit der Wasserwerksleitung folgendermaßen festgelegt:
 1. Priorität: Fassungen 3 und 5
 2. Priorität: Fassungen 1, 6 und Burgberg (wenn 1. Priorität <850 l/s)
 Das Rohwasser der Fassung 2 wird aufgrund des hohen Huminsäuregehalts nicht über die EC geführt.
 Wird mehr als 850 l/s aus den Fassungen 1,3,5 und 6 sowie Burgberg gefördert, dann wird die überschüssige Menge direkt in den Reinwasserbehälter eingeleitet. Das Wasser der Fassung 4 und das Donauwasser werden immer über die Donauwasseraufbereitung aufbereitet.
8. Die Entnahme an der Fassung 2 verteilt sich auf 50% Fassung 2 Ost, 50% Fassung 2 West.
9. Zur Berechnung der Gesamthärte im Reinwasserbehälter werden an den einzelnen Wassergewinnungsanlagen die mittleren Gesamthärten (1988-2000) angesetzt (Tab. 5.2).

Annahmen für die Berechnung der Nitratkonzentration im Reinwasser:

1. Es wird im WW Langenau kein Nitrat eliminiert und es kommt kein Nitrat hinzu. Damit handelt es sich bei der Nitratberechnung um eine einfache Mischungsrechnung.
2. Die Annahmen zur Entnahme in Burgberg und zur Donauwasserentnahme (Punkte 2 und 4 oben) werden für die Nitratberechnung übernommen.
3. Da der westliche und der östliche Zweig der Fassung 2 unterschiedliche Nitratgehalte aufweisen wird auch hier von einer Aufteilung der Entnahme im Verhältnis 50:50 ausgegangen.
4. Es werden die mittleren Nitratkonzentrationen (1988-2000) der einzelnen Wassergewinnungsanlagen verwendet.

Tab. 5.2: Fassungsspezifische Kenngrößen

	Fassung 1	Fassung 2	Fassung 3	Fassung 4	Fassung 5 Kies	Fassung 6	Donau	Burgberg
mittlere Nitratkonzentration im Rohwasser (1988-2000)	32,8 mg/l	29,0 mg/l	36,5 mg/l	1,3 mg/l	47,0 mg/l	33,0 mg/l	15,6 mg/l	24,1 mg/l
mittlere Gesamthärte im Rohwasser (1988-2000)	19,8 °dH	24,59 °dH	22,36 °dH	22,96 °dH	26,32 °dH	22,22 °dH	13,89 °dH	18,57 °dH

5.3.3 Zielfunktion für die Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung

Die Untersuchungen zu den bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Kosten haben gezeigt, dass sich die spezifischen Kosten der einzelnen Wassergewinnungsanlagen nur minimal unterscheiden (mit Ausnahme der Fassung 4). So unterscheiden sich die Kosten der anderen Fassungen erst in der zweiten Nachkommastelle. Da außerdem davon auszugehen ist, dass die berechneten Werte nicht fehlerfrei sind (ihnen liegen zahlreiche Annahmen zugrunde), ist anzunehmen, dass die spezifischen Kosten der Fassungen 1, 2, 3, 5 und 6 mehr oder minder gleich hoch sind, so dass eine Optimierung der Kosten hier nicht in Betracht gezogen werden kann.

Tab. 5.1: Spezifische Wasserbereitstellungskosten [ct/m³]

	Fassung 1	Fassung 2	Fassung 3	Fassung 4	Fassung 5	Fassung 6
2002	5,8452	6,0482	5,8893	8,3631	6,1052	5,9371
2001	5,8361	5,9461	5,8685	8,4810	5,9738	5,8784
2000	5,7681	5,7963	5,7377	8,3467	5,7949	5,7852
1999	5,8402	5,9626	5,8385	8,0682	5,9961	5,8931
1998	5,8349	5,6816	5,8173	8,2128	5,5414	5,7766
Mittelwert 98-02	5,8249	5,8870	5,8303	8,2943	5,8823	5,8541

Dennoch zeigt die Auswertung in Tab. 5.1, dass die Kosten des Wassers aus der Fassung 4 deutlich über denen der anderen Fassungen lagen. Dass die Differenz von über 2 ct/m³ zu den anderen Fassungen auf Rechenungenauigkeiten zurückzuführen ist, kann ausgeschlossen werden. Die Tabelle lässt somit in Bezug auf die Wassergewinnungsanlagen im Donauried nur eine verlässliche Schlussfolgerung zu, nämlich dass das Wasser der Fassung 4 deutlich teurer ist als das der anderen Fassungen.

Weitere Untersuchungen haben gezeigt, dass der spezifische Wasserpreis für das Donauriedwasser linear von der Förderrate an der Fassung 4 abhängig ist. Bei der Mindestentnahme an dieser Fassung von 50 l/s beträgt der spezifische Wasserpreis des Grundwassers aus dem Donauried weniger als 6 ct/m³, bei 100 l/s schon 6,1 ct/m³ und ab ca. 140 l/s über

6,2 ct/m³. 0,1 ct/m³ entsprechen knapp 30.000 €/a, die auf die Verbandsmitglieder der LW umgelegt werden müssten. Die Zielfunktion wird daher so gewählt, dass der Zielerfüllungsgrad ab 50 l/s Entnahme linear abnimmt und ab einer Entnahme von 100 l/s auf null zurückfällt.

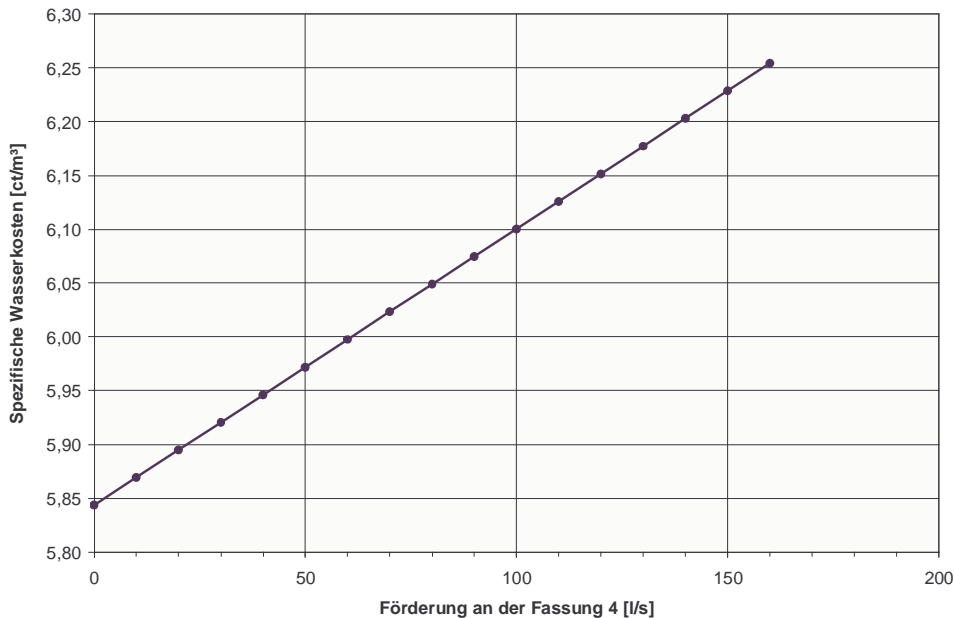


Abb. 5.1: Veränderung der spezifischen Wasserkosten "Donauried gesamt" bei einer ansteigenden Förderung an der Fassung 4 und gleichmäßiger Reduzierung an den anderen Fassungen (Gesamtförderung = 950 l/s)

Aus diesem Grund ist es aus Sicht der wasserwirtschaftlichen Bewertung der Entnahmen sinnvoll, zur Berücksichtigung des Kostenaspekts eine Art „Gegengewicht“ gegenüber der Entnahme an der Fassung 4 einzuführen. Dieses Gegengewicht wird in Form einer Zielfunktion für die Entnahme an dieser Fassung ausgestaltet, wobei der jeweiligen Förderrate ein Zielerfüllungsgrad zugewiesen wird.

Tab. 5.2: Eckpunkte der Zielfunktion zur Berücksichtigung des Kostenaspekts

	ZEG = 100%	ZEG = 0%
Förderrate an der Fassung 4	< 50 l/s	> 100 l/s

5.4 Zielsystem zur Beurteilung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung

Nachdem die räumliche Entflechtung der Nutzungsinteressen vollzogen ist und die Zielfunktionen für die Bewertungsgrößen definiert sind, muss nun das Zielsystem zur Beurteilung der Grundwasserbewirtschaftungsstrategien festgelegt werden. Die grundlegenden Anforderungen an das Zielsystem wurden in Kap. 2.4.2 formuliert.

Das Zielsystem muss die vorgegebene Fragestellung in geeigneter Weise auf die mess- und berechenbaren Bewertungsgrößen zurückführen. Dazu ist zunächst das übergeordnete Ziel

auf der Zielebene 1 zu formulieren und dieses Ziel dann schrittweise von Zielebene zu Zielebene zunächst in Unterziele und schließlich in Bewertungsgrößen aufzulösen.

Die charakteristischen Merkmale eines problemadäquaten Zielsystems sind dabei:

- **Vollständigkeit:** alle für die Beurteilung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen wesentlichen Kriterien sind berücksichtigt. Die Vollständigkeit ist das wichtigste Charakteristikum eines einwandfreien Zielsystems
- **Logischer Aufbau:** ein Zielsystem stellt prinzipiell die Visualisierung eines Bewertungsvorganges dar, wie ihn jeder Mensch – wenn er das Problem vollkommen überblicken würde – vornehmen könnte. Eine hierarchische Struktur des Zielsystems erleichtert dabei die Übersicht über das Bewertungssystem
- **Nachvollziehbarkeit:** das Zielsystem muss für die Beteiligten nachvollziehbar sein, da es ansonsten keine allgemeine Akzeptanz für das Bewertungsergebnis geben kann. Mit der Nachvollziehbarkeit ist in gewissem Maße auch die Einfachheit des Systems verbunden, da von Nicht-Experten nicht erwartet werden kann, dass sie sich in die Grundlagen von Bewertungsverfahren einarbeiten müssen, um das Zielsystem zu verstehen.

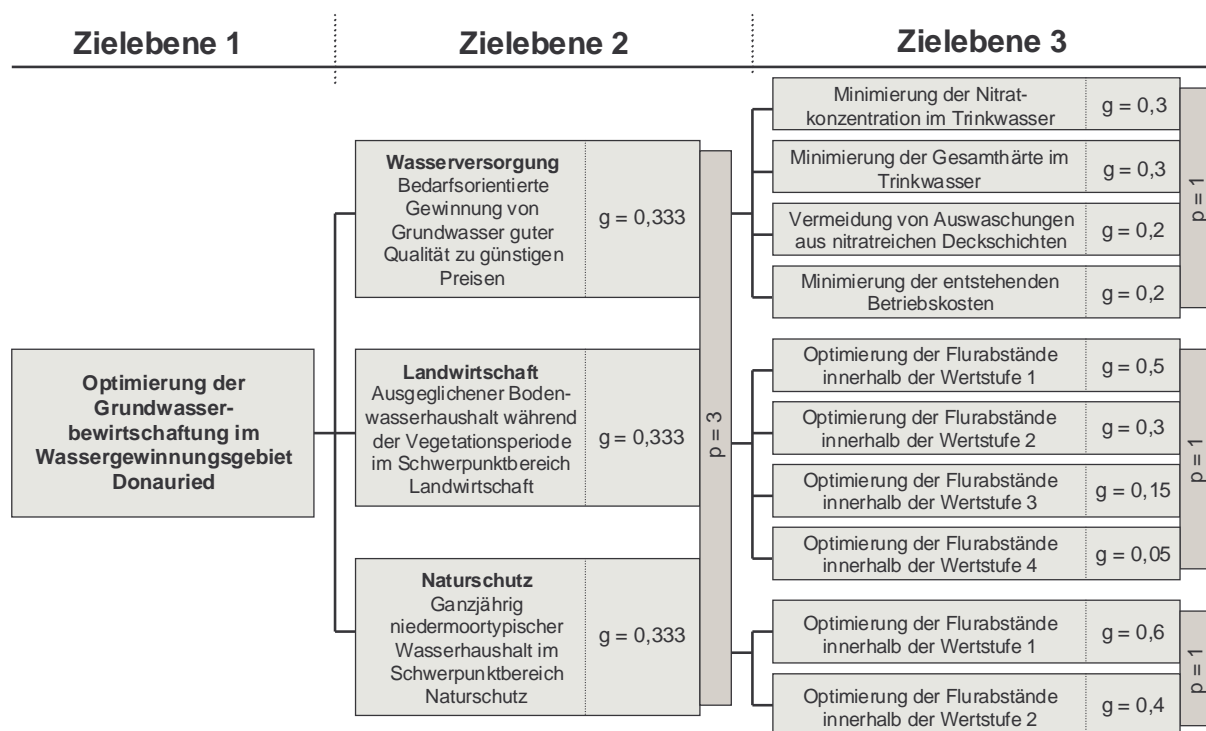


Abb. 5.1: Zielsystem zur Beurteilung von Grundwasserentnahmen (g = Gewichtungsfaktor; p = Kompensationsfaktor)

Unter Berücksichtigung dieser Punkte lässt sich die Frage nach der Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Form eines Zielsystems formulieren. Auf der obersten Zielebene findet sich das Oberziel „Optimierung des Gebietswasserhaushalts“. Dieses Ziel gilt es zu erreichen und je höher die errechnete Bewertung für diese Zielebene ist (= Gesamtnutzwert), desto näher ist die gewählte Bewirtschaftungsstrategie dem Optimum. Ein Gesamtnutzwert von 1 bzw. 100% stellt die optimale Lösung dar, die in der Realität wohl nicht erreichbar sein wird.

Das genannte Oberziel ist dann erreicht, wenn die in den Kap. 4 beschriebenen Leitbilder für die drei Nutzergruppen erfüllt sind. In diesem Fall sind die Bedingungen für alle Nutzer optimal und die gewählte Bewirtschaftungsstrategie ist optimal im Sinne der Nachhaltigkeit. Daher ist es zweckdienlich, das Oberziel auf der Zielebene 2 durch die Ziele der drei Nutzer zu konkretisieren. Man erhält damit auf dieser Zielebene für jeden Nutzer eine separate Bewertung der Bewirtschaftungsstrategie. Diese Vorgehensweise dient insbesondere der Transparenz des Bewertungssystems, da der abstrakte Gesamtnutzwert differenziert bleibt und die Teilbewertungen einen direkten Vergleich der Auswirkungen zwischen den Nutzern erlauben. Solche Teilbewertungen werden in der Literatur hin und wieder in Form von Spinnendiagrammen neben dem Gesamtnutzwert mit in die Auswertung übernommen (TGU, 2002), da sie der Veranschaulichung des Ergebnisses dienen. Alleiniges Kriterium zur Gesamtbewertung der Bewirtschaftungsstrategie bleibt aber in jedem Fall der Gesamtnutzwert. Die Trennung der drei Nutzergruppen auf der Zielebene 2 bietet noch einen weiteren Vorteil: Der Flurabstand kann dreimal als Bewertungskriterium in das Zielsystem eingehen, ohne dass es zur Nutzenabhängigkeit kommt. Da das Bewertungskriterium Flurabstand räumlich eindeutig einer Nutzergruppe zugeordnet wird, werden bis zur Zielebene 2 voneinander unabhängige Bewertungen für die Teilbereiche Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz durchgeführt, die dann in einem letzten Schritt zusammengefasst werden. Zur Gewichtung und Kompensierbarkeit auf der Zielebene 2 werden im Kap. 5.5 weitergehende Ausführungen gemacht.

Auf der dritten Zielebene werden die Unterziele der drei Nutzergruppen weiter spezifiziert, indem Teilziele formuliert werden, die dazu beitragen, die Ziele auf der Ebene 2 zu erreichen. Der Nutzwert dieser Teilziele wiederum ergibt sich aus den Zielerfüllungsgraden der Bewertungsgrößen. Die Gewichtungsfaktoren auf der Zielebene 3 wurden von der Landeswasserversorgung, dem Bauernverband Ulm-Ehingen und der Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos festgelegt.

Der Teilnutzwert für den Flurabstand berechnet sich aus dem arithmetischen Mittel der Zielerfüllungsgrade aller innerhalb einer Wertstufe liegenden Teilflächen, z.B.

$$ZEG_{\text{Naturschutz Wertstufe 1}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ZEG_i \quad \forall \quad i \in (\text{Schwerpunktbereich Naturschutz Wertstufe 1})$$

Gl. 5.1

mit:
 ZEG = Zielerfüllungsgrad [-]
 n = Gesamtzahl der bewerteten Teilflächen
 i = Teilflächen

Das Zielsystem stellt das Kernstück des Bewertungssystems dar. Eine konkrete Entnahmesituation wird stufenweise bewertet und zu einem einzigen dimensionslosen Gesamtnutzwert zusammengefasst. Der Gesamtnutzwert besitzt die Eigenschaft, dass sich mit seiner Hilfe verschiedene Entnahmesituationen in eine Rangfolge einordnen lassen, welche die Präferenz bezüglich der Auswahl einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung festlegt. Aus

einer Vielzahl unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien lässt sich schließlich die beste Bewirtschaftungsstrategie identifizieren.

5.5 Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren

Die Anwendung des Composite Programming erfordert die Festlegung von Gewichtung- und Kompensationsfaktoren für das Zielsystem. Mit den Gewichtungsfaktoren wird eine unterschiedlich starke Gewichtung der Kriterien innerhalb einer funktionellen Gruppe erreicht; der Kompensationsfaktor bewirkt, dass einer ausgeglichenen Lösung innerhalb der funktionellen Gruppe der Vorzug vor einer weniger ausgeglichenen gegeben wird.

Eine Gewichtung der drei Nutzer zu je einem Drittel scheint zunächst am ehesten dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung für das Gesamtgebiet zu entsprechen (HORSCH et al., 2001). Eine davon abweichende Verteilung der Gewichte kann jedoch zielführend sein, wenn beispielsweise ein Nutzer wesentlich weniger Platz im Gesamtgebiet einnimmt als die anderen. Dennoch darf die räumliche Verbreitung allein kein Kriterium für die Festlegung der Gewichtungsfaktoren auf der Zielebene 2 sein, da die Wasserversorgung nicht notwendigerweise Ansprüche an die Fläche haben muss (z.B. wenn die Kriterien Wasserqualität und Kosten zur Bewertung der Belange der Wasserversorgung ausreichen). Die Gewichtungsfaktoren sind ein Maß für die Bedeutung eines Kriteriums innerhalb einer funktionellen Gruppe und nicht für dessen Flächeninanspruchnahme.

Letztlich sollten die Gewichtungsfaktoren der Zielebene 2 aber in einem gemeinsamen Dialog unter Beteiligung aller Gruppen festgelegt werden, da nur dadurch die Akzeptanz des Bewertungssystems gesichert ist.

Auch der Kompensationsfaktor wirkt sich stark auf den sich ergebenden Gesamtnutzwert aus. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass ab einem Kompensationsfaktor $p > 4$ der Gesamtnutzwert durch den Kompensationsfaktor dominiert wird und die Gewichtungsfaktoren praktisch bedeutungslos werden.

Bei hohen Kompensationsfaktoren gehen nicht ausgeglichene Alternativen automatisch mit einem Rückgang des Gesamtnutzwerts einher. Große Kompensationsfaktoren können beispielsweise dann zielführend sein, wenn die drei Parteien untereinander verstritten sind und Lösungen gesucht werden, die für alle Nutzer in etwa denselben Nutzen bringen sollen. Falls die drei Gruppen jedoch untereinander Verständnis für die Belange und Interessen des Anderen haben (Nachhaltigkeit!) und bereit sind, für deutliche Verbesserungen bei den anderen Nutzern geringfügige Verschlechterungen bei sich selbst in Kauf zu nehmen, dann wird ein Kompensationsfaktor von $2 < p < 4$ auf der Zielebene 2 vorgeschlagen. Wird ein Kompensationsfaktor $p > 4$ gewählt, dann besitzen die Gewichtungsfaktoren nur noch einen sehr geringen bis gar keinen Einfluss mehr auf das Gesamtergebnis. Eine Diskussion um die Gewichtungsfaktoren ist dann irrelevant. Im schlimmsten Fall kann der Kompensationsfaktor zur Lenkung des Ergebnisses missbraucht werden.

Die Zielerfüllungsgrade bzw. die Teilnutzwerte auf der Zielebene 3 sollen durch die Optimierung maximiert werden. Aus diesem Grund werden hier die Kompensationsfaktoren zu $p=1$ gesetzt.

Die folgende Tabelle soll daher die Bedeutung des Kompensationsfaktors noch einmal kurz verdeutlichen und eine Hilfestellung für dessen Festlegung bieten.

Tab. 5.1: *Bedeutung und praktische Auswirkungen des Kompensationsfaktors*

Kompensationsfaktor p	Bedeutung
1	<ul style="list-style-type: none"> vollkommene Kompensierbarkeit zwischen den Kriterien einer funktionalen Gruppe Gewichtungsfaktoren bestimmen die Gesamtbewertung Alternativen mit maximalen Teilnutzwerten werden bevorzugt für die Kriterien auf der Zielebenen 3 bevorzugt anzuwenden
2	<ul style="list-style-type: none"> eingeschränkte Kompensierbarkeit auf Zielebene 2: hohes Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer untereinander
3	<ul style="list-style-type: none"> mittlere Kompensierbarkeit auf Zielebene 2: mittleres Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer untereinander
4	<ul style="list-style-type: none"> geringe Kompensierbarkeit auf Zielebene 2: geringes Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer untereinander
>4	<ul style="list-style-type: none"> sehr geringe bis keine Kompensierbarkeit Kompensationsfaktor dominiert die Gesamtbewertung Gewichtungsfaktoren werden praktisch bedeutungslos von einer Verwendung im Zielsystem ist abzuraten

Gewichtungsfaktoren sollten von den Experten (Wasserwirtschaftler, Agrarwissenschaftler, Diplom-Biologen) innerhalb ihrer Fachbereiche festgelegt werden, während die Kompensationsfaktoren vom unabhängigen Bearbeiter festgelegt werden sollten, der über den notwendigen Sachverstand verfügt und einen Überblick über die Befindlichkeiten der drei Gruppen besitzt.

5.6 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde das Bewertungssystem zur Bewertung und Optimierung der Entnahmen im Donauried für stationäre Verhältnisse entwickelt. Die in Kap. 4 beschriebene Zeitabhängigkeit der Zielfunktionen für den Flurabstand bleibt hierbei unberücksichtigt.

Um die Chancen für eine erfolgreiche Optimierung zu erhöhen, ist es notwendig, vor Beginn der Bewertungen zu überprüfen, ob die aktuelle Landnutzung eine zielführende Optimierung überhaupt zulässt. Gegebenenfalls sollte die Landnutzung unter Berücksichtigung der physikalischen Gesetzmäßigkeiten der Grundwasserströmung entflechtet und in Schwerpunktbereiche untergliedert werden.

Die Zielfunktionen für den Naturschutz wurden von der Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos für die „Zielvegetation“ und die „Zielnutzung“ im Schwerpunktbereich festgelegt. Ziel der Optimierung ist die Etablierung einer niedermoortypischeren Flora und Fauna und nicht die Konservierung des Ist-Zustands. Die optimalen Flurabstände liegen in der Kernzone des Naturschutzes um die Geländeoberkante, Überstauungen sind mit Ausnahme der trockenen Magerrasenbestände im Leipheimer Moos erwünscht. In der Pufferzone wird aus Naturschutzsicht ein Flurabstand zwischen 10 und 70 cm angestrebt, der weiterhin eine extensive Bewirtschaftung dieser Flächen erlaubt.

Der optimale Flurabstand für die Landwirtschaft beginnt je nach Nutzung (Acker oder Grünland) bei 60 bis 110 cm. Im Fall der stationären Bewertung wird davon ausgegangen, dass die mineralischen Böden keinen kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser benötigen, der Grundwasserstand kann hier theoretisch beliebig weit absinken. Für die empfindlichen Torfböden ist unabhängig vom Versorgungsgrad ein kapillarer Anschluss an das Grundwasser notwendig. Der Flurabstand sollte hier nicht größer als 100 bis 150 cm sein.

Zur Vermeidung der Nitratauswaschungen ist im Schwerpunktbereich der Wasserwirtschaft ein Mindestflurabstand von 90 cm (Anmoorböden) bzw. 120 cm (Niedermoorböden) einzuhalten. Die Nitratkonzentration im Reinwasserbehälter des Wasserwerks Langenau soll 22 mg/l nicht überschreiten, die Gesamthärte soll unter 13,5° dH bleiben. Bei der Berechnung der Zielerfüllungsgrade müssen die Wassergewinnungsanlagen Donauwasserentnahme und Vorpumpwerk Burgberg sowie die Entcarbonisierungsanlage im Wasserwerk Langenau berücksichtigt werden. Die spezifischen Kosten des Grundwassers aus dem Donauried hängen von der Entnahmerate an der Fassung 4 ab. Es wurde deshalb eine Zielfunktion gewählt, die der Förderrate an dieser Fassung einen Zielerfüllungsgrad zuweist.

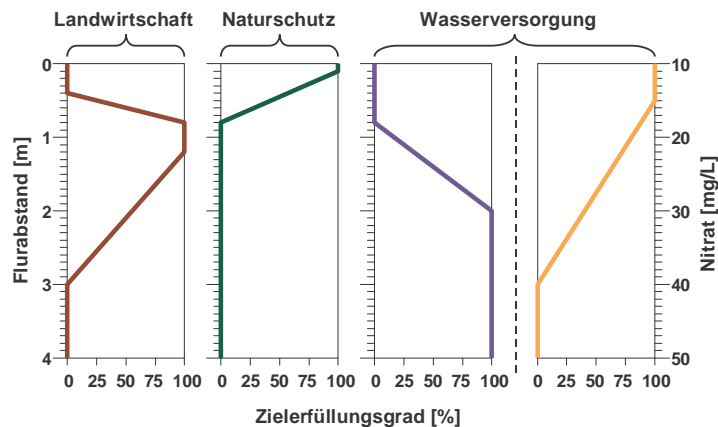
Die Interessen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes werden bei den Bewertungen und Optimierungen zu jeweils $\frac{1}{3}$ gewichtet. Damit wird der Wille, eine nachhaltige Lösung für das Donauried zu finden, unterstrichen. Um unausgewogene Lösungen zu vermeiden, wird zwischen den drei Gruppen ein Kompensationsfaktor von $p=3$ angewandt.

Berechnungsbeispiel II/IV (Fortsetzung von S. 71)

Bewertungskriterien und Zielfunktionen

Für die Bewertung wird von folgenden Annahmen bzw. Zielfunktionen ausgegangen:

- Die Naturschutzflächen sollen als feuchtgebietstypische Standorte erhalten bleiben. Die Zielerfüllung erreicht für Flurabstände < 0,1 m 100 % und geht bis 0,8 m auf Null zurück.
- Die landwirtschaftlichen Flächen sollen auf eine Wasserversorgung des Wurzelraumes mittels Kapillaraufstieg angewiesen sein (opt. Flurabstand bei 0,8 – 1,2 m), und die Befahrbarkeit der Flächen soll gewährleistet werden (Flurabstand mind. 0,4 m).
- Für die Wasserversorgung soll einerseits der Flurabstand mind. 0,8 m betragen (Nitrateintrag durch „leaching von unten“). Weiterhin wird als Bewertungskriterium die Nitratkonzentration des Mischwassers herangezogen.



Zielerfüllungsgrade und Bewertungssystem

Die mittleren Zielerfüllungsgrade e_i für die Flächen berechnen sich gemäß:

$$e_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} e_{ij}$$

- i = Landwirtschaftsflächen, Naturschutzflächen, Flächen der Wasserversorgung (1, 2, 3)
- n_i = Anzahl der Flächen des Nutzers „i“
- e_{ij} = Zielerfüllungsgrad auf den Einzelflächen „j“

Für den Zielerfüllungsgrad ohne Flächenbezug (Nitratkonzentration des geförderten Rohmischwassers) gilt:

$$e_{NO_3} = f(Q_i, C_i)$$

- Q_i = Entnahmen aus den drei Brunnen
- C_i = Nitratkonzentrationen des Rohwassers der Einzelbrunnen

Die mittleren Zielerfüllungsgrade der Flächen stellen für die Landwirtschaft und den Naturschutz bereits die Teilnutzwerte dar ($e_1 = I_L$, $e_2 = I_N$). Der Teilnutzwert für die Wasserversorgung berechnet sich gemäß:

$$I_W = \frac{1}{2}e_3 + \frac{1}{2}e_{NO_3}$$

Die drei Gruppen sollen die jeweiligen Nutzungsinteressen gleichberechtigt in den Gesamtnutzwert I einbringen (Gewichtungsfaktor $g_{\text{Naturschutz}} = g_{\text{Landwirtschaft}} = g_{\text{Wasserversorgung}} = 1$). Zwischen den Nutzungsinteressen soll eine eingeschränkte Kompensierbarkeit herrschen (Kompensationsfaktor $p = 2$).

6 ANWENDUNG DES BEWERTUNGSSYSTEMS UND ENTWICKLUNG EINES LEITFADENS MIT BEWIRTSCHAFTUNGSREGELN

6.1 Übersicht

Das im vorigen Kapitel entwickelte stationäre Bewertungssystem wird bei der Entwicklung eines Leitfadens mit Bewirtschaftungsregeln erstmalig angewendet. Ziel des Leitfadens ist die Ermittlung von Optimierungspotenzialen für die Grundwasserbewirtschaftung auf der Grundlage systematischer Untersuchungen des Wasserhaushalts. Hierbei stehen nicht konkrete Entnahmeraten an den einzelnen Gewinnungsanlagen im Vordergrund, vielmehr sollen Aussagen darüber getroffen werden, welche Gewinnungsanlagen welche Auswirkung auf die Anforderungen der drei Nutzer verursachen. Daraus können Rückschlüsse bezüglich einer verbesserten Entnahmestrategie für das Gesamtsystem gezogen werden.

Tab. 6.1: Ausgewertete Modellläufe zur Entwicklung eines Bewirtschaftungsleitfadens

Modell-lauf Nr.	Betroffene Fassung(en)	Entnahmerate	Modell-lauf Nr.	Betroffene Fassung(en)	Entnahmerate
1	1 bis 6	0 („Nullentnahme“)	22	6	Maximalentnahme
2	1	Maximalentnahme	23	6	75% der Maximalentnahme
3	1	75% der Maximalentnahme	24	6	50% der Maximalentnahme
4	1	50% der Maximalentnahme	25	6	25% der Maximalentnahme
5	1	25% der Maximalentnahme	26	2, 3 und 4	200 l/s
6	2	Maximalentnahme	27	2, 3 und 4	400 l/s
7	2	75% der Maximalentnahme	28	2, 3 und 4	600 l/s
8	2	50% der Maximalentnahme	29	2, 3 und 4	800 l/s
9	2	25% der Maximalentnahme	30	2, 3 und 4	1000 l/s
10	3	Maximalentnahme	31	2, 3 und 4	1200 l/s
11	3	75% der Maximalentnahme	32	2, 3 und 4	1400 l/s
12	3	50% der Maximalentnahme	33	2, 3 und 4	Maximalentnahme
13	3	25% der Maximalentnahme	34	1 und 6	200 l/s
14	4	Maximalentnahme	35	1 und 6	400 l/s
15	4	75% der Maximalentnahme	36	1 und 6	600 l/s
16	4	50% der Maximalentnahme	37	1 und 6	800 l/s
17	4	25% der Maximalentnahme	38	1 und 6	1000 l/s
18	5	Maximalentnahme	39	1 und 6	1200 l/s
19	5	75% der Maximalentnahme	40	1 und 6	Maximalentnahme
20	5	50% der Maximalentnahme	41	1 bis 6	Maximalentnahme
21	5	25% der Maximalentnahme	42	1 bis 6	tatsächliche Entnahme

Der Leitfaden mit Bewirtschaftungsregeln wird am Beispiel des Donaurieds entwickelt. Die Ergebnisse der Untersuchungen für Mittelwasserverhältnisse (Normaljahr) sind nachfolgend zusammengefasst. Bei den dargestellten Untersuchungen wurde die Reaktion des Gebietswasserhaushalts im Donauried auf unterschiedliche Entnahmestrategien untersucht und bewertet. Hierzu wurden die Berechnungsergebnisse des numerischen Grundwassermodells

mit den Ansprüchen von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz verglichen und Zielerfüllungsgrade und Nutzwerte berechnet. Insgesamt wurden 42 Rechenläufe durchgeführt und ausgewertet (Tab. 6.1, LANG et al., 2002).

Die Piezometerhöhenverhältnisse der instationären Rechenläufe wurden zu drei Zeitpunkten ausgelesen, die die mittleren Verhältnisse

- eines Nassjahres (Auswertzeitpunkt: 30.7.1994),
- eines Normaljahres (19.6.1996) und
- eines Trockenjahres (9.6.1998) widerspiegeln.

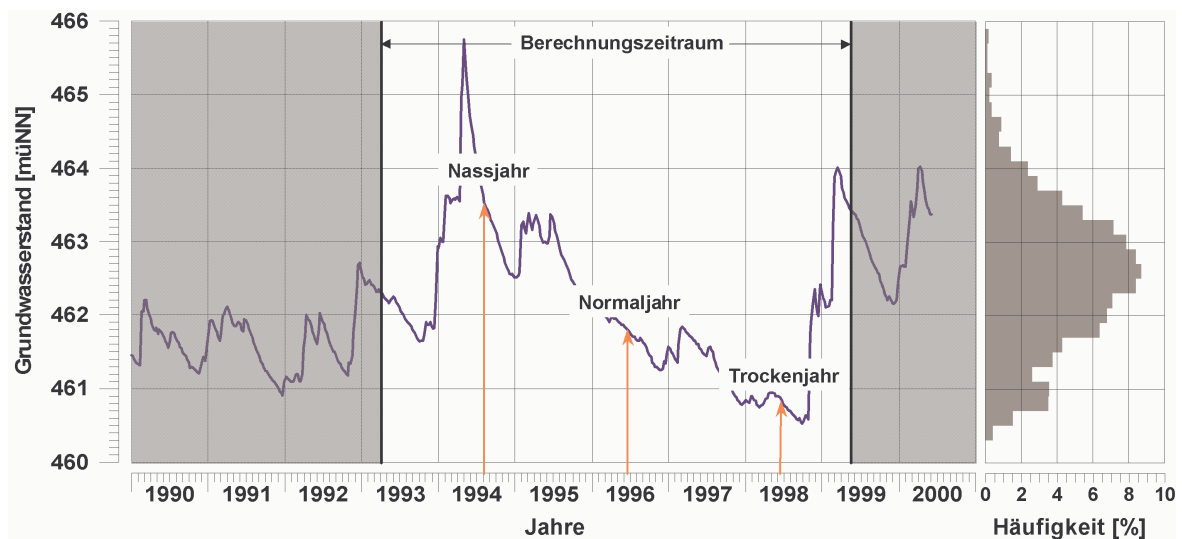


Abb. 6.1: Ganglinie der Messstelle Simontal mit Berechnungszeitraum und Auswertzeitpunkten für hohe, mittlere und niedrige Grundwasserstände

6.2 Festlegung von Ausschusswerten

Zur Festlegung der Mindestentnahmemenge aus dem Donauried ist die Kenntnis der Gesamtbereitstellungsmenge im Wasserwerk Langenau, der Entnahmerate in Burgberg sowie der Aufbereitungskapazität der Donauwasseraufbereitung notwendig. Es ist zu klären, wie viel Grundwasser dem Donauried mindestens entnommen werden muss, um die notwendige Wassermenge bereitstellen zu können.

Die mittlere Bereitstellung im Wasserwerk Langenau lag zwischen dem 01.01.98 und 31.12.02 bei **2.162 l/s**. Für die weiteren Berechnungen wird dieser Wert als bereitzustellende Gesamtwassermenge zu Grunde gelegt. Die mittlere Förderrate im Vorpumpwerk Burgberg lag im selben Zeitraum bei **340 l/s**. Das Oberflächenwasser der Donau wird im Wasserwerk Langenau zusammen mit dem Grundwasser der Fassung 4 über die Donauwasseraufbereitung aufbereitet. Die maximale Aufbereitungskapazität dieser Anlage beträgt 1.300 l/s. Das Wasser aus der Fassung 4 muss in diesem Zusammenhang der Entnahme aus dem Donauried zugerechnet werden. Aufgrund des hohen Eisen- und Mangangehaltes des Rohwassers in der Fassung 4 wird seit Beendigung des Karst-Pumpversuchs nur noch die minimal mögliche Entnahmemenge an dieser Fassung (s.u.) von 50 l/s (Zeitraum: 1998 bis 2002) ent-

nommen. Damit war theoretisch eine Aufbereitung von maximal **1.250 l/s** Donauwasser möglich. Die Mindestentnahmemenge aus dem Donauried berechnet sich damit wie folgt:

$$\begin{aligned}
 Q_{\min, \text{Donauried}} &= Q_{\text{mittel, Gesamtbereitstellung}} - Q_{\text{mittel, Burgberg}} - Q_{\max, \text{Donauwasser}} \\
 &= 2.162 \text{ l/s} - 340 \text{ l/s} - 1.250 \text{ l/s} = \underline{572 \text{ l/s}}
 \end{aligned}$$

Die obere Grenze für die Grundwasserentnahmemenge aus dem Donauried gibt die maximale Ergiebigkeit bei gleichzeitigem Betrieb aller Fassungen vor. Die maximale Ergiebigkeit wurde im Rahmen der systematischen Modellbetrachtungen gemäß Tab. 6.1 bestimmt. Die Maximalentnahme bei gleichzeitigem Betrieb aller Fassungen ergibt sich aus Modelllauf 42. Durch die instationäre Modellbetrachtung ließen sich auch die Abhängigkeiten der Maximalentnahme von den vorherrschenden hydrologischen Situation auswerten.

Tab. 6.1: *Mindest- und Maximalentnahme aus dem Donauried (mittlere Werte)*

	Minimum [l/s]	Maximum [l/s]		
		HW	MW	NW
Gesamtentnahme Donauried	572	2120	1750	1420

(HW: Hochwasser = Nassjahr; MW: Mittelwasser = Normaljahr; NW: Niedrigwasser = Trockenjahr)

Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass es sich bei der berechneten Mindestentnahmemenge aus dem Donauried um einen Mittelwert handelt, der auf Basis der Werte des Zeitraums von 1998 bis 2002 errechnet wurde. Die Mindestentnahme ist von der Gesamtbereitstellung abhängig, die infolge eines variablen Wasserverbrauchs und sich ändernder Abnehmerzahl einer starken Dynamik unterworfen ist.

Weiterhin wurden die Mindestentnahmemengen an den einzelnen Fassungen näher untersucht. Diese werden durch technische Untergrenzen vorgegeben, im Fall des Donaurieds durch die Pumpen in den sechs Vorpumpwerken. Diese müssen einen gewissen Druck (und damit eine bestimmte Förderrate) aufbringen, um die Rückschlagklappen zu öffnen. Die oberen Grenzen werden entweder durch die maximale Ergiebigkeit der Fassung im Einzelbetrieb oder (wenn diese die wasserrechtlich bewilligte Förderrate übersteigt) durch das Wasserrecht vorgegeben (vgl. Tab. 3.1). Die Maximalentnahmen der einzelnen Fassungen aus Tab. 6.2 wurden anhand der systematischen Modellbetrachtungen gemäß Tab. 6.1 bestimmt. Dabei wurde jeweils nur die Entnahme an einer Fassung angesetzt.

Tab. 6.2: *Mindest- und Höchstentnahmeraten aus den Einzelfassungen im Donauried*

	Minimum [l/s]	Maximum [l/s] ¹⁾		
		HW	MW	NW
Fassung 1	70	572	496	420
Fassung 2	50	750	703	643
Fassung 3	70	650	590	507
Fassung 4	50	158	149	135
Fassung 5 (Kies)	50	345	297	268
Fassung 6	70	334	229	178

¹⁾ die dargestellten Werte weichen von denen in Tab. 7.1 ab, da hier nur Einzelentnahmen und in Kap. 7 die Maximalentnahmen bei einem gleichzeitigem Betrieb aller Fassungen betrachtet werden

Die ermittelten Werte dienen als Ausschlusswerte für die Bewertung und Optimierung unter stationären Bedingungen für die Referenzszenarien Normal-, Trocken- und Nassjahr. Eine weitergehende Unterscheidung der Gesamt-Mindestentnahme zwischen Normal-, Trocken- und Nassjahr ist nicht möglich, da keine Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Hydrologie und Wasserbereitstellung im Wasserwerk Langenau vorliegen und die Abnehmerzahl (und damit die Gesamtbereitstellung) wie oben beschrieben seit Jahren stetig zunimmt.

6.3 Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes

Der Flurabstand als zentrales Bewertungskriterium muss nicht notwendigerweise für jede Fläche des Untersuchungsraumes optimierbar sein. Man denke nur an diejenigen Flächen, die außerhalb des Einflussbereichs der Fassungen liegen oder an jene, die bereits unter unbeeinflussten Bedingungen so große Flurabstände aufweisen, dass der Grundwasserstand keinen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt und damit die Vegetation an der Erdoberfläche ausüben kann. Diese Flächen erhalten unabhängig von der Bewirtschaftungsstrategie stets denselben Zielerfüllungsgrad und wirken sich somit nivellierend auf den Gesamtnutzwert aus. Dies kann zu Fehlinterpretationen beim Vergleich der Gesamtnutzwerte verschiedener Bewirtschaftungsstrategien führen: Die Bewertungen gleichen sich mit steigender Anzahl unveränderlicher Zielerfüllungsgrade einander an. Teilflächen, die unabhängig von der Grundwasserbewirtschaftung stets denselben Zielerfüllungsgrad besitzen, werden daher von der Bewertung ausgeschlossen.

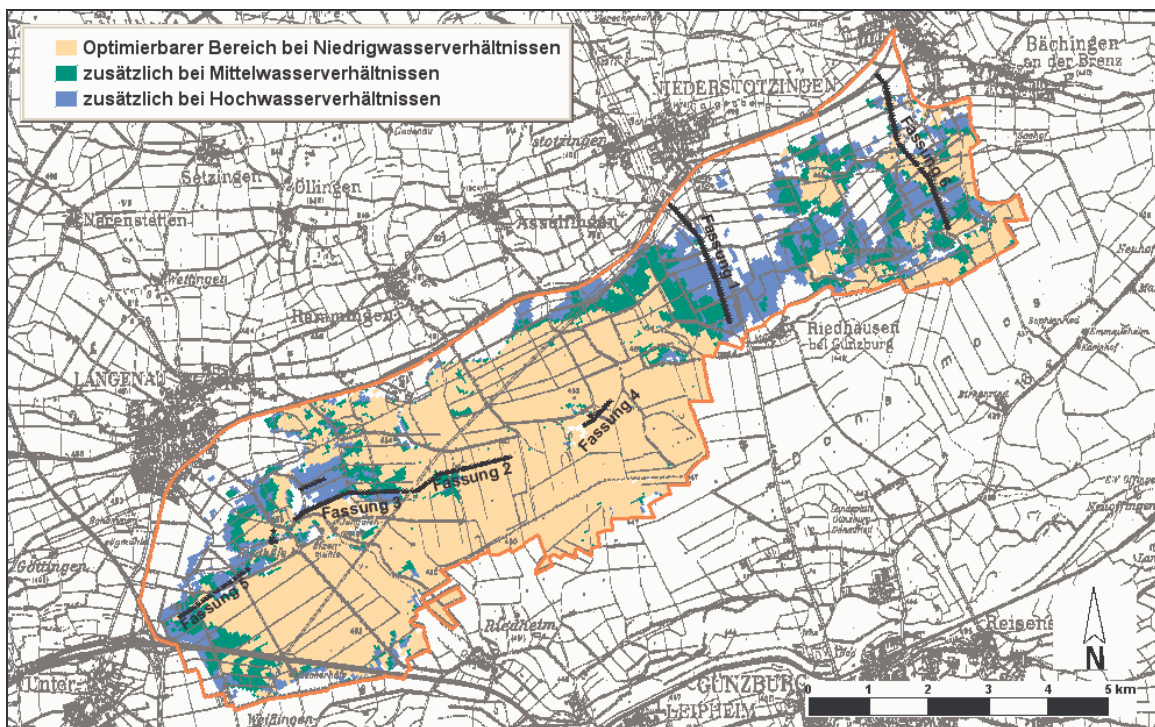


Abb. 6.1: Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes

Mit Hilfe eines Geo-Informationssystems wurden die vom Grundwassermodell für die „Nullentnahme“ berechneten Flurabstände mit denjenigen Flurabständen verglichen, bei denen

das Grundwasser über den kapillaren Aufstieg noch einen Einfluss auf die Pflanzen an der Oberfläche ausüben kann (SCHNECK, 2002). Nur in diesen Bereichen kann die Optimierung der Entnahmeraten den Wasserhaushalt für Landwirtschaft und Naturschutz verbessern. Alle anderen Teilflächen können nicht optimiert werden und werden deshalb von der Bewertung ausgeschlossen (Abb. 6.1).

6.4 Bewertungsergebnisse für den Flurabstand

Das Wassergewinnungsgebiet Donauried wird zunächst auf seine Sensitivität bezüglich der in Tab. 6.1 dargestellten Entnahmeszenarien untersucht. Mit Ausnahme der Modellläufe Nr. 41 und 42 stellt keines der untersuchten Szenarien eine mögliche Entnahmestrategie im Sinne der Optimierung der Grundwasserwirtschaftung im Donauried dar, da einerseits bei den meisten Entnahmeszenarien die in Kap. 0 bestimmte Mindestgesamtentnahme aus dem Donauried nicht erreicht wird, andererseits das Abschalten einzelner Fassungen gemäß Tab. 6.2 nicht möglich ist.

Die wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen „Reduzierung der Nitratkonzentration im Mischwasser“, „Reduzierung der Gesamthärte im Mischwasser“ und „Minimierung der entstehenden Betriebskosten“ zielen auf das Zusammenspiel der einzelnen Fassungen ab. Es ist einsichtig, dass diese nur dann von Bedeutung sind, wenn alle Fassungen im Donauried in Betrieb sind. Die Berücksichtigung dieser Bewertungsgrößen im Rahmen der in diesem Kapitel durchgeführten Sensitivitätsanalyse würde zu Teilnutzwerten für die Wasserwirtschaft und Gesamtnutzwerten führen, die mit denen beim gemeinsamen Betrieb aller Fassungen nicht direkt vergleichbar wären. Für die Bewertung der Modellläufe Nr. 41 und 42 können diese wieder berücksichtigt und folglich vergleichbare Gesamtnutzwerte berechnet werden.

Im Mittelpunkt der nachfolgenden Ausführungen steht daher die Reaktion der Bewertungen für den Flurabstand auf die in Tab. 6.1 genannten Entnahmen. Da der Flurabstand für die Landwirtschaft und den Naturschutz die alleinige Bewertungsgröße darstellt, ist es zulässig, für diese beiden Nutzer ebenfalls den Teilnutzwert (TNW) auf der Zielebene 2 zu berechnen und genauer zu untersuchen (vgl. Abb. 5.1). Die Bewertungsergebnisse für den Flurabstand sind in Kap. 15.2 räumlich differenziert dargestellt.

Eine optimale Bewirtschaftungsstrategie kann aus den hier durchgeführten Untersuchungen nicht abgeleitet werden, es können jedoch wertvolle Erkenntnisse gesammelt werden, wie eine verbesserte Entnahmestrategie aussehen sollte.

6.4.1 Nullentnahme

Die Nullentnahme stellt neben der Maximalentnahme eines der untersuchten Extrem-Szenarien dar. Bei der Nullentnahme wird davon ausgegangen, dass alle sechs Grundwasserfassungen im Donauried außer Betrieb sind. Die Nullentnahme darf nicht mit jener Situation verwechselt werden, wie sie sich vor der Grundwasserentnahme durch die LW bis zum Jahr 1917 dargestellt hat. Durch Torfsetzungs- und Mineralisationsprozesse ist die Gelände-

oberkante seit jener Zeit abgesunken. Außerdem verhindern die heute existierenden Gräben und Dränagen ein zu starkes Ansteigen des Grundwasserspiegels. Die für die Nullentnahme berechneten ZEG stellen sich wie folgt dar:

Tab. 6.1: *Bewertungen bei Nullentnahme in einem Normaljahr*

Zielebene	Bewertungsgröße	ZEG / TNW [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	15
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	63
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	42
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	47
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	64
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	44
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	36
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	54
	Teilnutzwert Naturschutz	41

6.4.2 Entnahmen an Einzelfassungen

Im folgenden werden die Entnahmen an den einzelnen Fassungen im Donauried systematisch in 25%-Schritten von der Nullentnahme bis zur hydraulisch maximal möglichen Entnahme gesteigert. Die anderen Fassungen bleiben dabei außer Betrieb.

Tab. 6.1: *Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 1*

Zielebene	Bewertungsgröße	126 l/s ZEG [%]	251 l/s ZEG [%]	377 l/s ZEG [%]	496 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	15	15	16	17
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	65	67	68	68
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	40	42	45	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	39	35	39	37
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	63	63	65	65
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	42	43	43	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	37	38	36	31
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	53	54	57	57
	Teilnutzwert Naturschutz	40	41	40	40

Tab. 6.2: *Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 2*

Zielebene	Bewertungsgröße	172 l/s ZEG [%]	344 l/s ZEG [%]	516 l/s ZEG [%]	703 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	31	49	65	77
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	64	67	69	71
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	44	41	34	33
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	47	46	45	45
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	64	46	20	10
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	44	39	32	28
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	30	26	22	18
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	55	55	52	53
	Teilnutzwert Naturschutz	38	34	28	24

Tab. 6.3: *Bewertungen bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 3*

Zielebene	Bewertungsgröße	147 l/s ZEG [%]	293 l/s ZEG [%]	440 l/s ZEG [%]	590 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	26	32	36	43
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	63	65	62	54
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	38	42	31	30
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	47	46	44	44
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	36	15	1	1
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	43	43	41	37
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	27	18	15	12
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	52	52	47	43
	Teilnutzwert Naturschutz	36	33	31	27

Tab. 6.4: *Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 4*

Zielebene	Bewertungsgröße	37 l/s ZEG [%]	75 l/s ZEG [%]	112 l/s ZEG [%]	149 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	15	17	20	25
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	62	64	65	66
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	40	41	42	45
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	46	46	46	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	63	63	64	64

3	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	43	45	49	48
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	36	36	36	36
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	53	54	55	57
	Teilnutzwert Naturschutz	40	41	44	43

Tab. 6.5: Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 5 (Kies)

Zielebene	Bewertungsgröße	74 l/s ZEG [%]	148 l/s ZEG [%]	223 l/s ZEG [%]	297 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	20	22	24	26
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	62	62	57	53
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	38	37	37	37
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	47	47	47	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	42	36	33	23
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	42	42	42	43
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	28	21	18	18
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	52	51	48	46
	Teilnutzwert Naturschutz	36	34	33	33

Tab. 6.6: Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an der Fassung 6

Zielebene	Bewertungsgröße	57 l/s ZEG [%]	114 l/s ZEG [%]	172 l/s ZEG [%]	229 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	14	15	15	15
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	61	61	61	62
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	40	40	40	40
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	44	40	37	38
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	63	63	63	63
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	42	42	42	42
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	36	37	39	37
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	52	52	51	52
	Teilnutzwert Naturschutz	40	40	41	40

6.4.3 Diskussion der Bewertungsergebnisse für Entnahmen an einzelnen Fassungen

Die Untersuchungen liefern wertvolle Erkenntnisse bezüglich der Reaktion des Gesamtsystems auf Entnahmen an einzelnen Fassungen im Donauried. In den folgenden Abbildungen sind die Auswirkungen der Entnahmen auf die Nutzer Landwirtschaft und Naturschutz grafisch dargestellt.

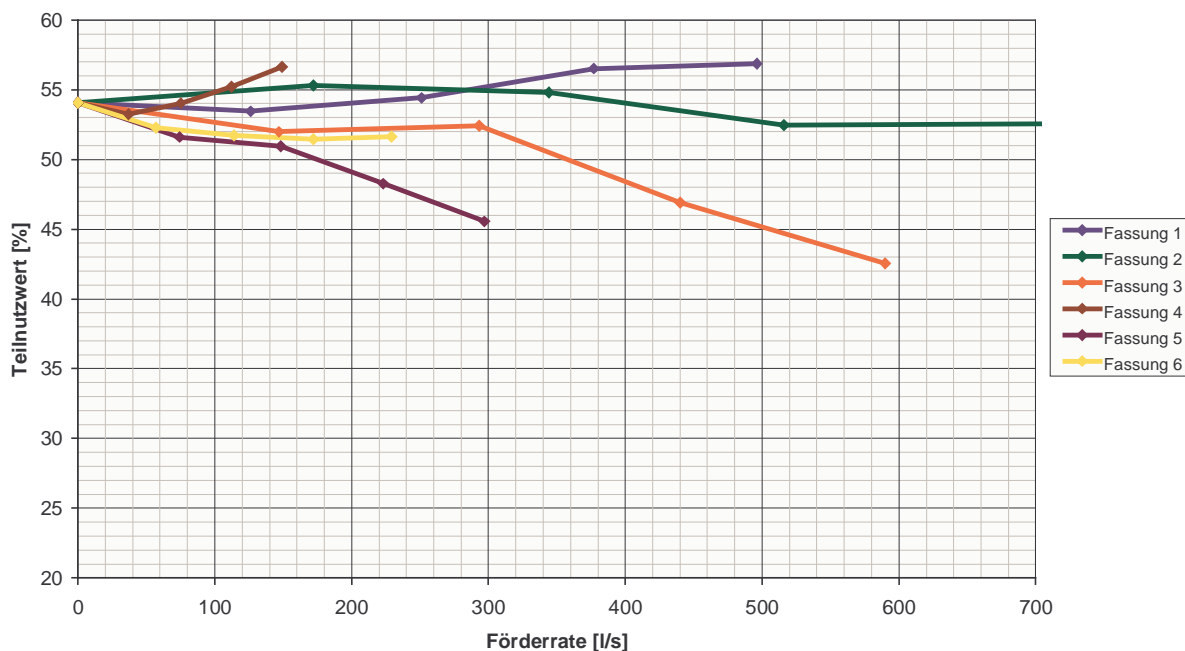


Abb. 6.1: Entwicklung der Teilnutzwerte für die Landwirtschaft bei Entnahmen an Einzelfassungen

- In Abb. 6.1 sind die Auswirkungen der Entnahmen auf die Landwirtschaft dargestellt. Hier sind insbesondere hohe Entnahmen an den Fassungen 1 und 4 als positiv zu bewerten. Dies ist auf eine verbesserte Bearbeitbarkeit der Flächen innerhalb der Wertstufe 1 durch abgesenkte Grundwasserverhältnisse zurückzuführen.
- Gleiches gilt für das Umfeld der Fassung 2, auch hier werden durch hohe Entnahmen die Standortbedingungen innerhalb der Wertstufe 1 verbessert. Gleichzeitig verlieren jedoch die grundwasserabhängigen Anmoor- und Niedermoorstandorte zunehmend den Kontakt mit dem Grundwasser, so dass sich aus landwirtschaftlicher Sicht eine Entnahmerate von 172 l/s an dieser Fassung als optimal darstellt.
- Durch die Entnahme an der Fassung 3 bleibt der Nutzwert für die Landwirtschaft bis zu einer Entnahme von 293 l/s nahezu konstant, wobei sich insbesondere im Bereich der typischen Vernässungsflächen westlich der Nau Verbesserungen ergeben. Höhere Entnahmen führen jedoch zu zu großen Absenkungen des Grundwasserspiegels unter den Anmoorbereichen im Westerried.
- Da es sich bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen südöstlich der Fassung 5 um Anmoorbereiche handelt, wirken sich sinkende Grundwasserstände negativ auf den Nutzwert aus. Vernässungsflächen im Westerried sind ab einer Entnahme von 148 l/s nicht mehr vorhanden.
- Die Entnahme an der Fassung 6 wirkt sich nur gering auf die Landwirtschaft aus.

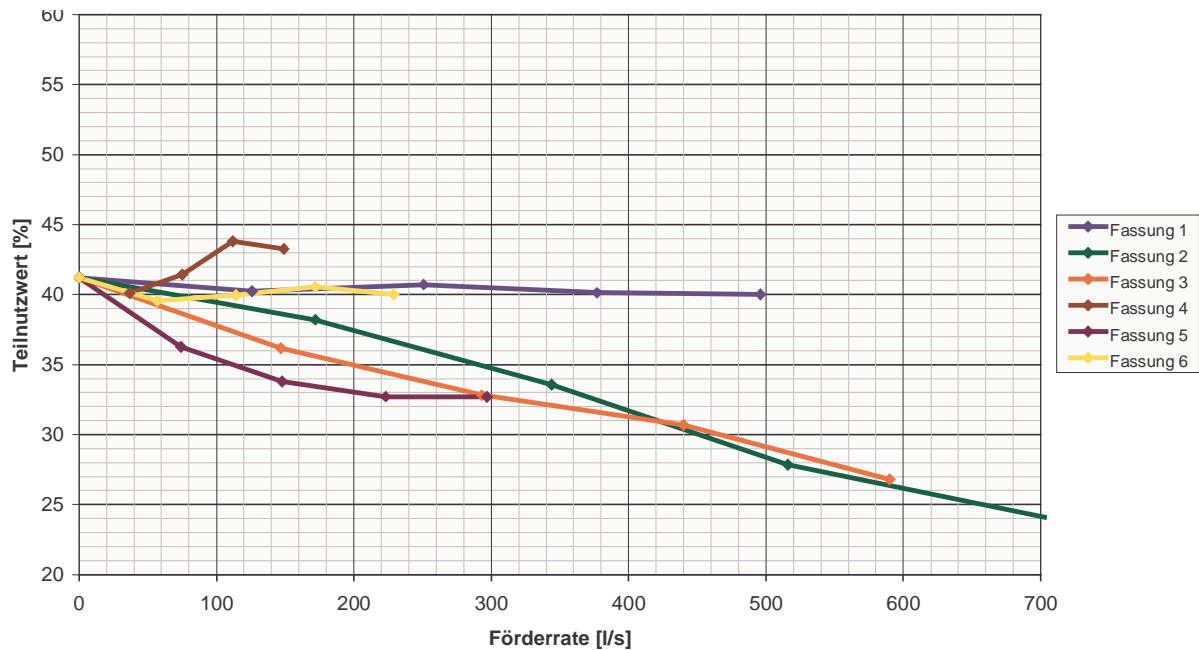


Abb. 6.2: Entwicklung der Teilnutzwerte für den Naturschutz bei Entnahmen an Einzelfassungen

- Die Auswirkungen der Entnahmen an den einzelnen Fassungen im Donauried auf den Naturschutz sind in Abb. 6.2 zu sehen. Erwartungsgemäß wirken sich die Entnahmen im westlichen Donauried (Fassungen 2, 3 und 5) mit zunehmender Förderrate negativ auf die Ökologie aus. Die Entnahmen an den Fassungen 3 und 5 wirken sich stark auf die dem Naturschutz zugeordnete Fläche zwischen diesen Fassungen aus. Bereits geringe Entnahmen verursachen einen Rückgang bei der Bewertungsgröße „Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2“, der sich deutlich auf den Teilnutzwert durchschlägt. Der Betrieb der Fassung 2 wirkt sich erst ab einer Entnahme von über 172 l/s auf die Bereiche innerhalb der Wertstufe 1 und damit die beiden Naturschutzgebiete aus.
- Unkritisch aus ökologischer Sicht stellen sich die Entnahmen an den Fassungen im östlichen Donauried dar (Fassungen 1 und 6).
- Ein überraschendes Ergebnis zeigt die Fassung 4, hier verbessert sich die Gesamtsituation bis zu einer Entnahme von 112 l/s. Dies ist auf den Bereich südlich der Fassung zurückzuführen. Dieser ist unter den Bedingungen der Nullentnahme nicht bewirtschaftbar. Die Entnahme an der Fassung 4 führt zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels in diesem Bereich und dient somit einer verbesserten Bewirtschaftbarkeit. Hier soll auch weiterhin eine extensive Grünlandbewirtschaftung möglich sein.
- Insgesamt ist festzustellen, dass die Teilnutzwerte für den Naturschutz um ca. 20 Prozentpunkte unter denen der Landwirtschaft liegen. Im Falle der Nullentnahme wird ein Teilnutzwert von 41% erreicht, der maximale Teilnutzwert für den Naturschutz wird bei einer Entnahme von 112 l/s an der Fassung 4 erzielt. Die räumlich stark differenzierten Anforderungen an den Grundwasserstand sind mit Hilfe der Entnahmesteuerung folglich nur teilweise zu erfüllen.

6.4.4 Entnahme an mehreren Fassungen

Bei den folgenden Untersuchungen werden die Entnahmen im westlichen (Fassungen 2, 3 und 4) und im östlichen Donauried (Fassungen 1 und 6) in 200 l/s-Schritten gesteigert. Die anderen Fassungen bleiben wiederum außer Betrieb. Wie groß der Anteil der einzelnen Fassungen dabei ist, hängt von den Ergebnissen der maximalen Einzelentnahmen ab. Beispielsweise beträgt die Maximalentnahme an der Fassung 1 unter Mittelwasserverhältnissen 496 l/s und an der Fassung 6 229 l/s. Die vorgegebene Gesamtentnahme teilt sich dann im Verhältnis 68,4% : 31,6% auf die beiden Fassungen auf. Die dargestellten Szenarien stellen somit vorab ausgewählte Entnahmeverteilungen dar.

Tab. 6.1: Entnahmeraten bei einer Wassergewinnung an mehreren Fassungen

	Fassung 1 (68,4%)	Fassung 6 (31,6%)
200 l/s	137	63
400 l/s	274	126
600 l/s (550 l/s ¹⁾)	410	140
800 l/s (590 l/s ¹⁾)	470	120

	Fassung 2 (48,8%)	Fassung 3 (40,9%)	Fassung 4 (10,3%)
200 l/s	98	82	20
400 l/s	195	164	41
600 l/s	293	245	62
800 l/s	390	327	83
1000 l/s (953 l/s ¹⁾)	450	400	103
1200 l/s (1064 l/s ¹⁾)	490	450	124
1400 l/s (1130 l/s ¹⁾)	520	460	150

¹⁾ Bei hohen Gesamtentnahmen können dem System die angesetzten Entnahmeraten nicht mehr entnommen werden. Dies ist auf die Vorgaben für die Modellrechnungen zurückzuführen, die besagen, dass die Mengen dem System über den ganzen Eichzeitraum 1993 bis 1999 entnommen werden sollen. Ist der Wasserhaushalt nicht mehr imstande, dies zu leisten, werden die Entnahmen vom Grundwassermodell reduziert

Tab. 6.2: Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an den Fassungen 1 und 6

Zielebene	Bewertungsgröße	200 l/s ZEG [%]	400 l/s ZEG [%]	550 l/s ZEG [%]	590 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	16	16	17	18
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	66	67	68	68
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	41	43	45	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	36	39	32	30
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	63	65	63	63
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	42	43	43	43
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	38	35	27	26
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	54	56	56	56
	Teilnutzwert Naturschutz	41	40	37	36

Tab. 6.3: Zielerfüllungsgrade bei einer stufenweisen Entnahmesteigerung an den Fassungen 2, 3 und 4

Zielebene	Bewertungsgröße	200 l/s ZEG [%]	400 l/s ZEG [%]	600 l/s ZEG [%]	800 l/s ZEG [%]	950 l/s ZEG [%]	1060 l/s ZEG [%]
3	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	30	45	55	69	83	91
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	64	67	68	67	62	58
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	41	39	31	33	35	35
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	47	46	43	43	43	46
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	49	25	2	1	1	1
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	44	43	41	39	36	33
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	28	19	15	14	12	12
2	Teilnutzwert Landwirtschaft	54	53	50	50	48	46
	Teilnutzwert Naturschutz	38	33	30	29	27	24

6.4.5 Diskussion der Bewertungsergebnisse für Entnahmen an mehreren Fassungen

Die Auswirkungen der Entnahmen aus dem östlichen und dem westlichen Donauried auf die Nutzer Landwirtschaft und Naturschutz sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Das Bewertungsergebnis der kombinierten Entnahmen an den Fassungen 1 und 6 (Tab. 6.2, Abb. 6.1) bestätigt im wesentlichen die Erkenntnisse, die bei den Einzelentnahmen gewonnen wurden: Für die Landwirtschaft ist die Entnahme an diesen Fassungen praktisch ohne Belang, die Entnahmesteigerung bewirkt einen geringfügigen Anstieg des Teilnutzwerts um 2 Prozentpunkte. Aus ökologischer Sicht ist im Hinblick auf die der Wertstufe 2 des Naturschutzes zugeordnete Fläche südlich der Fassung 6 eine Gesamtentnahme < 550 l/s anzustreben.

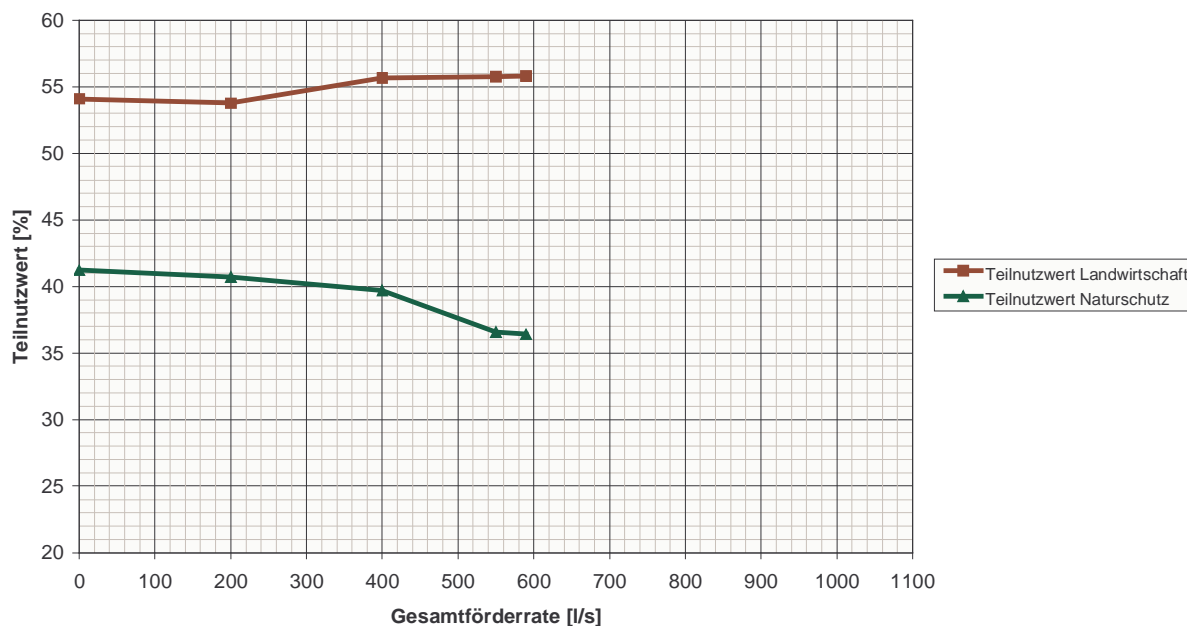


Abb. 6.1: Entwicklung der Teilnutzwerte bei einer kombinierten Entnahme aus dem östlichen Donauried (Fassungen 1 und 6)

Das westliche Donauried reagiert auf Entnahmen an den Fassungen 2, 3 und 4 sehr sensitiv. Da die Fassungen überwiegend von Böden mit nitratreichen Deckschichten umgeben sind, nimmt der Zielerfüllungsgrad der Bewertungsgröße „Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft“ mit steigender Gesamtentnahme zu (Tab. 6.3). Der Teilnutzwert der Landwirtschaft bleibt bis zu einer Gesamtentnahme von 400 l/s relativ konstant, nimmt dann aber aufgrund des starken Rückgangs des Zielerfüllungsgrads in der Wertstufe 4 ab (Abb. 6.2). Der Teilnutzwert für den Naturschutz nimmt erwartungsgemäß kontinuierlich ab, wobei zunächst die Flächen der Wertstufe 2, ab 600 l/s dann auch zunehmend die Flächen der Wertstufe 1 betroffen sind.

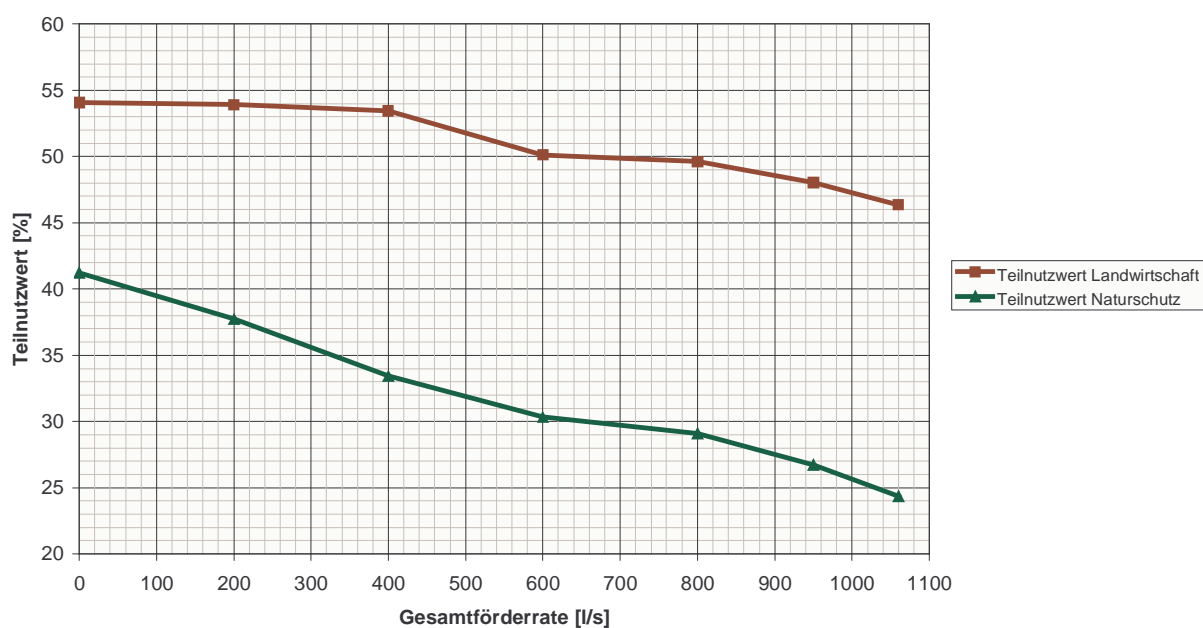


Abb. 6.2: Entwicklung der Teilnutzwerte und des Gesamtnutzwerts bei einer kombinierten Entnahme aus dem westlichen Donauried (Fassungen 2, 3 und 4)

6.4.6 Maximalentnahme

Tab. 6.1: Entnahmeraten bei einer maximalen Wassergewinnung an allen Fassungen

	Fassung 1	Fassung 2	Fassung 3	Fassung 4	Fassung 5	Fassung 6
Maximalentnahme	400	520	350	110	230	140

Abschließend wird die Situation bewertet, die sich im Falle der Maximalentnahme bei Mittelwasserverhältnissen an allen Fassungen einstellen würde. Dieses Szenario stellt eine mögliche Bewirtschaftungsstrategie im Sinne der Optimierung, da alle Fassungen im Donauried in Betrieb sind. Es ist daher zulässig, neben den Teilnutzwerten für die Landwirtschaft und den Naturschutz auch den Teilnutzwert Wasserwirtschaft sowie den Gesamtnutzwert zu berechnen.

Tab. 6.2: Zielerfüllungsgrade bei maximaler Entnahme an allen Fassungen

Zielebene	Bewertungsgröße	Maximalentnahme ZEG [%]
3	Minimierung der Nitratkonzentration im Mischwasser	0
	Minimierung der Gesamthärte im Mischwasser	0
	Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	99
	Minimierung der entstehenden Betriebskosten	0
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 1	49
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 2	24
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 3	28
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft 4	1
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 1	19
	Optimierung der Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz 2	1
2	Teilnutzwert Wasserwirtschaft	20
	Teilnutzwert Landwirtschaft	36
	Teilnutzwert Naturschutz	12
1	Gesamtnutzwert	21

Die Maximalentnahme ist aus wasserwirtschaftlicher Sicht als sehr ungünstig zu beurteilen. Die nicht vom Flurabstand abhängigen Bewertungsgrößen nehmen hierbei einen Zielerfüllungsgrad von 0% an. Gleichzeitig sind die Flurabstände so groß, dass eine Gefahr von Nitrat-Auswaschungen nicht mehr gegeben ist (ZEG = 99%).

Die Maximalentnahme stellt für die Landwirtschaft und den Naturschutz die schlechteste aller bislang betrachteten Alternativen dar. Die erzielten Teilnutzwerte sind mit 36% bzw. 12% so gering wie bei keiner anderen Entnahmeverteilung.

6.5 Sensitivität der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen

Wie bereits oben beschrieben, zielen die nicht vom Flurabstand abhängigen wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen auf die Qualität des Mischwassers und somit auf das Zusammenspiel der Rohwasserqualitäten der einzelnen Fassungen ab. Weiterhin sind bei der Berechnung die Donauwassergewinnung und die Karstgrundwasserentnahme in Burgberg sowie die EC-Anlage im Wasserwerk Langenau zu berücksichtigen.

Zur Darstellung der Sensitivität der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen werden die Fassungen entsprechend ihrer Mindestförderraten angesetzt und davon ausgehend die Entnahmen an den einzelnen Fassungen bis zur maximalen Förderrate (MW) gesteigert. Bei dieser Art der Darstellung muss in Kauf genommen werden, dass die Summe der Mindestförderraten (360 l/s) kleiner ist als die Mindestentnahme aus dem Donauried (572 l/s) und somit von einer unzulässigen Gesamtentnahme ausgegangen wird. Würde die Darstellung jedoch erst bei einer Gesamtentnahme von 572 l/s beginnen, müsste bereits eine Entnahmeverteilung als Startpunkt vorgegeben werden. Dies könnte u.U. zu einer Verzerrung des Gesamtbilds führen, wenn beispielsweise besonders nitratreiche Rohwässer einen übermäßig hohen Anteil an der Ausgangsverteilung einnehmen. Die hier gewählte Darstellung besitzt jedoch einen definierten und nachvollziehbaren Startpunkt, so dass die Auswirkungen der Einzelentnahmen auf die wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen realistisch wiedergegeben werden. Die Zielerfüllungsgrade der drei untersuchten Bewertungsgrößen betragen bei Mindestentnahme jeweils 100%.

6.5.1 Nitratkonzentration im Mischwasser

Bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Mischwasser wird der Anteil der Donauwassergewinnung reduziert, sobald die Gesamtentnahme aus dem Donauried 572 l/s überschreitet. Tab. 5.2 zeigt, dass mit Ausnahme der Fassung 4 alle Fassungen im Donauried einen Nitratkonzentration im Rohwasser über der Zielgröße von 22 mg/l aufweisen. Mit zunehmendem Anteil von Grundwasser im Mischwasser nimmt damit der Zielerfüllungsgrad für die Nitratkonzentration ab (Abb. 6.1).

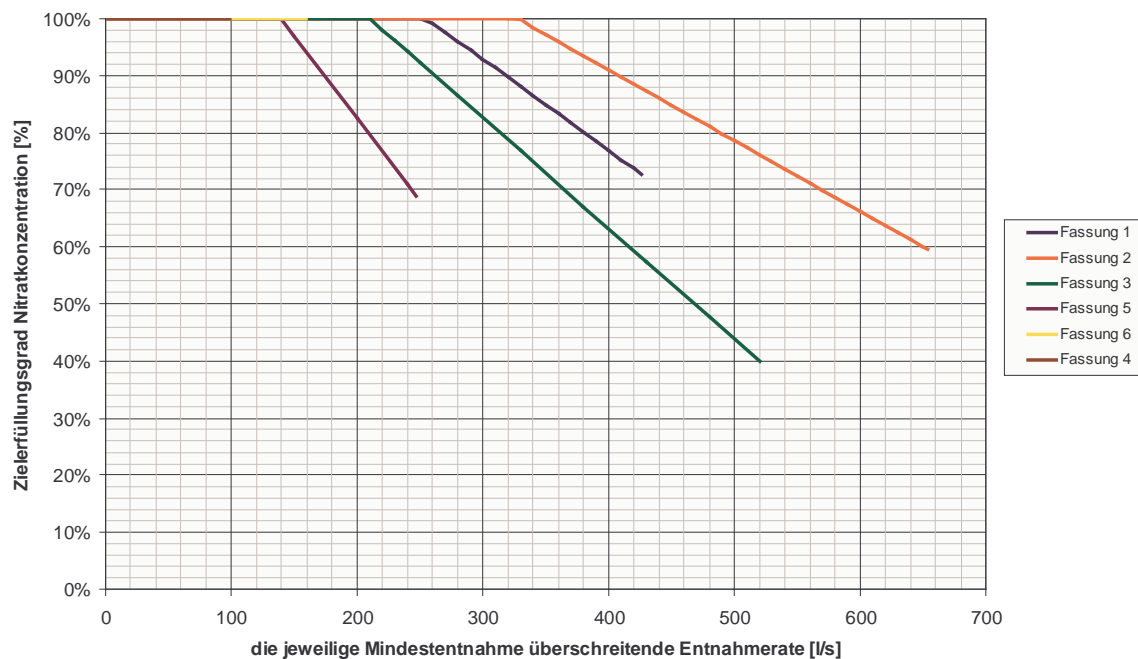


Abb. 6.1: Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der Nitratkonzentration im Mischwasser bei einem steigendem Anteil von Grundwasser

Abb. 6.1 zeigt, dass beispielsweise an der Fassung 3 – ausgehend von einer Minimalentnahme an allen Fassungen – bis zu 280 l/s (70 l/s Mindestentnahme + 210 l/s) entnommen werden können, ohne dass die Zielgröße überschritten wird. Bei höheren Entnahmen nimmt der Zielerfüllungsgrad linear ab (lineare Erhöhung des Anteils des Rohwassers aus der Fassung 3). Der Rückgang des Zielerfüllungsgrads tritt umso früher ein und ist umso stärker, je höher die Nitratkonzentration im Rohwasser der jeweiligen Fassung ist. Die Fassungen 4 und 6 führen innerhalb ihrer Entnahmebandbreite zu keinem Rückgang des Zielerfüllungsgrads.

6.5.2 Gesamthärte des Mischwassers

Für die Darstellung der Sensitivität der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgröße „Minimierung der Gesamthärte im Mischwasser“ wird dieselbe Art der Darstellung wie in Abb. 6.1 gewählt. Bei der Härte ist die im Berechnungsschema berücksichtigte Entcarbonierungsanlage von dominanter Bedeutung. Sie ist in der Lage, unter den in Kap. 5.3.2 formulierten Annahmen, stets eine Gesamthärte des Mischwassers unterhalb der Zielgröße von 13,5 dH zu erreichen. Einzige Ausnahme bildet die Fassung 2, deren Rohwasser nicht entcarbonisiert wird. Aus diesem Grund ist sie auch die einzige Fassung, die nicht durchgängig einen Zielerfüllungsgrad von 100% aufweist.

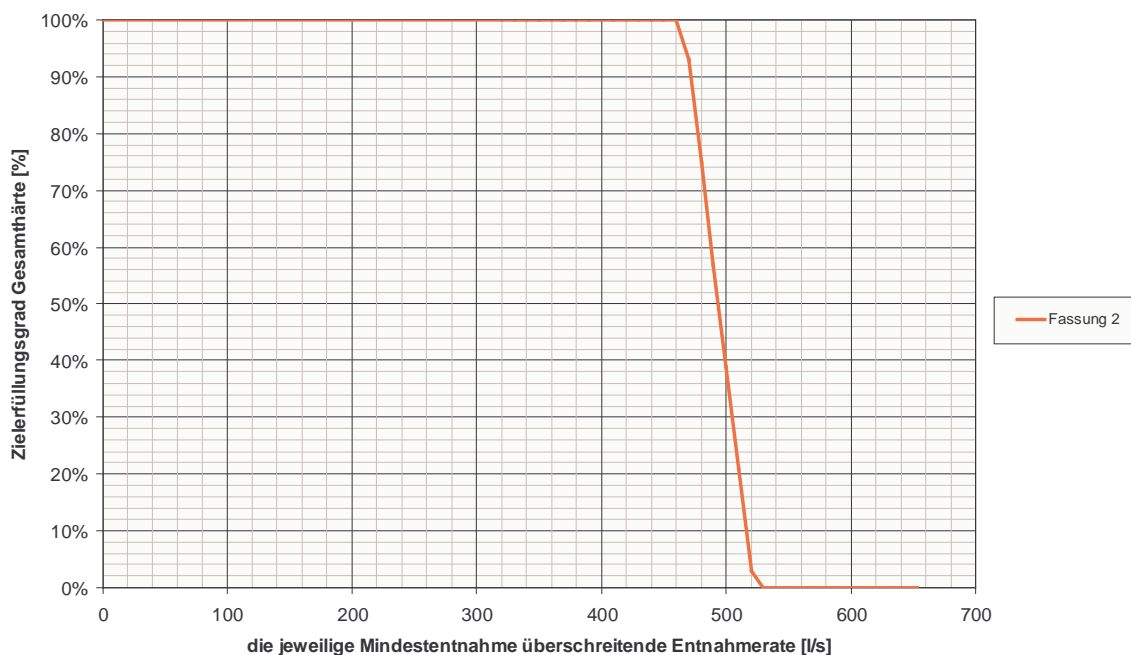


Abb. 6.1: Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der Gesamthärte im Mischwasser bei einem steigendem Anteil von Grundwasser aus der Fassung 2

Ab einer Entnahme von 510 l/s (50 l/s Mindestentnahme + 460 l/s) fällt der Zielerfüllungsgrad schnell ab und erreicht bei 580 l/s 0%. Hohe Entnahmen an der Fassung 2 sind aus wasserwirtschaftlicher Sicht deshalb zu vermeiden.

6.5.3 Minimierung der entstehenden Betriebskosten

Die Zielfunktion für die bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Betriebskosten hängt nur von der Entnahme an der Fassung 4 ab (vgl. Kap. 5.3.3). Der Zielerfüllungsgrad für diese Bewertungsgröße nimmt demnach nur bei der Mindestentnahme (50 l/s) 100% an. Er fällt bis zu einer Entnahme von 100 l/s linear auf 0% ab (Abb. 6.1).

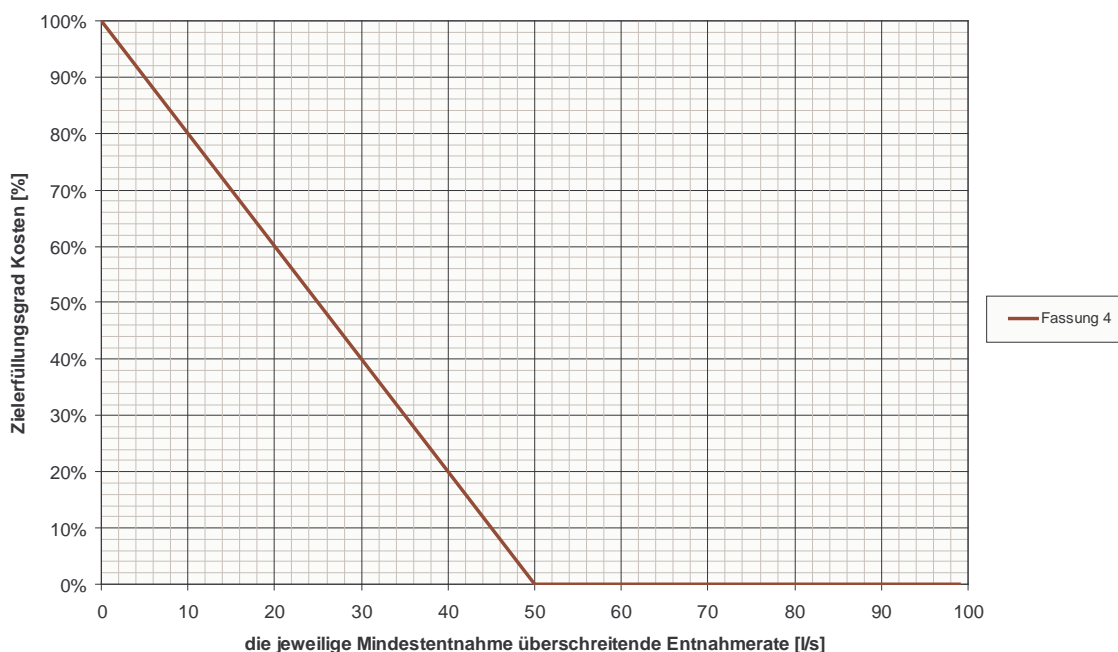


Abb. 6.1: *Entwicklung des Zielerfüllungsgrades der bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Betriebskosten*

6.6 Zusammenführung der Bewertungsergebnisse

Die Bewertungsergebnisse können nun zusammengeführt und daraus Rückschlüsse bezüglich einer verbesserten Entnahmeverteilung bei Mittelwasserverhältnissen gezogen werden. Es ist nicht möglich, an dieser Stelle bereits Angaben über exakte optimale Entnahmeraten an den einzelnen Fassungen oder die optimale Gesamtentnahme zu machen. Einerseits sind nur die Auswirkungen von einigen ausgewählten Szenarien bekannt, andererseits ist nicht abschätzbar, wie sich die hydraulisch möglichen Entnahmen an den Fassungen sowie die Wirkungsbereiche der Fassungen bei abweichender Verteilung der Entnahmen auf die Fassungen verändern. Die optimalen Entnahmeraten sind zudem von einer dynamischen Betrachtungsweise des Systems abhängig (Jahreszeit, Bodenfeuchte).

Dennoch können aus den Ergebnissen wesentliche Erkenntnisse abgeleitet werden, wie die optimierte Bewirtschaftungsstrategie (hier nur für Mittelwasserverhältnisse dargestellt) aussehen sollte. In Tab. 6.1 sind die wesentlichen Erkenntnisse, die aus den Bewertungen gewonnen werden können, zusammengestellt.

Tab. 6.1: Zusammenfassung der Erkenntnisse aus den ausgewerteten Modellläufen

	Wasserwirtschaft	Landwirtschaft	Naturschutz	Ergebnis
Fassung 1	Erst sehr hohe Entnahmen führen zu einem leichten Rückgang des ZEG Nitrat, die Gefahr von Nitrat-Auswaschungen kann mit dieser Fassung nicht reduziert werden.	Eine hohe Entnahme führt insgesamt zu leichten Verbesserungen der Standortbedingungen, besonders in den Schwerpunktbereichen der Wertstufen 1 und 2	Entnahmen haben keine Auswirkungen auf die Belange des Naturschutzes	Sehr hohe Entnahmen möglich, ohne dass Beeinträchtigungen der drei Nutzer zu erwarten sind
Fassung 2	Die Nitrat-Auswaschungen können durch hohe Entnahmen effektiv vermieden werden, der ZEG Gesamthärte geht dabei auf 0% zurück.	Innerhalb der Wertstufe 1 führen höhere Entnahmen zu deutlichen Verbesserungen, Beeinträchtigungen ergeben sich für die Wertstufen 2 und 4	Entnahmesteigerungen wirken sich negativ auf die Wertstufen 1 und 2 aus, der Teilnutzwert sinkt ab 172 l/s stark ab.	Gegensätzliche Auswirkungen der Entnahme auf die drei Nutzer
Fassung 3	Reduzierung der Nitrat-Auswaschung bei steigender Entnahme, starker Rückgang des ZEG Nitrat bei hoher Entnahme	TNW nimmt ab 293 l/s deutlich ab, die negativen Auswirkungen verteilen sich auf alle Wertstufen	Starke Beeinträchtigung der Wertstufe 2 bereits bei geringen Entnahmen, die Wertstufe 1 ist ab 293 l/s beeinträchtigt	Gegensätzliche Auswirkungen der Entnahme auf die drei Nutzer
Fassung 4	Entnahmen über 50 l/s verursachen hohe Kosten, leichte Verbesserung bei Nitrat-Auswaschungen durch höhere Entnahmen	Hohe Entnahmen führen zu Verbesserungen innerhalb der Wertstufen 1 und 2	Verbesserungen durch hohe Entnahmen innerhalb der Wertstufe 1	Gegensätzliche Auswirkungen der Entnahme auf die drei Nutzer
Fassung 5 (Kies)	Hohe Nitratbelastung des Rohwassers führt zu Rückgang des ZEG Nitrat bei hohen Entnahmen	Entnahmen bis 148 l/s führen zu keinen Veränderungen innerhalb der Wertstufe 1, Flächen der Wertstufe 2 schon früher beeinträchtigt	Starke Beeinträchtigung der Wertstufe 2 bereits bei geringen Entnahmen, keine Auswirkungen auf die Wertstufe 1	Mittlere und hohe Entnahmen wirken sich negativ auf alle drei Nutzer aus
Fassung 6	Entnahmen haben keine Auswirkungen auf die Belange der Wasserwirtschaft	Entnahmen haben keine Auswirkungen auf die Belange der Landwirtschaft	Entnahmen haben keine Auswirkungen auf die Belange des Naturschutzes	Sehr hohe Entnahmen möglich, ohne dass Beeinträchtigungen der drei Nutzer zu erwarten sind

Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse wird nun eine verbesserte Entnahmeverteilung entworfen und der Bewertung für den realen Fall am 19.06.1996 gegenübergestellt (Tab. 6.2). Auf diese Weise wird überprüft, ob sich die Schlussfolgerungen aus der systematischen Untersuchung auf eine gemeinsame Bewirtschaftung aller Fassungen übertragen lassen. Die hier dargestellte verbesserte Entnahmeverteilung ist nur eine Möglichkeit von vielen weiteren, die sich aus den Erkenntnissen in Tab. 6.1 ableiten lassen. Die schrittweise Annäherung an die optimale Entnahmeverteilung mit maximalem Gesamtnutzwert ist Gegenstand der Untersuchungen in Kap. 7.

Tab. 6.2: Entnahmen am 19.06.1996 und verbesserte Entnahmeverteilung

	Stichtag Normaljahr (19.06.1996)	Verbesserte Entnahmeverteilung für Mittelwasserverhältnisse
Entnahme Fassung 1	292 l/s	500 l/s
Entnahme Fassung 2	56 l/s	150 l/s
Entnahme Fassung 3	382 l/s	100 l/s
Entnahme Fassung 4	122 l/s ¹⁾	100 l/s
Entnahme Fassung 5	0 l/s ²⁾	50 l/s
Entnahme Fassung 6	137 l/s	100 l/s
Summe	989 l/s	1000 l/s

¹⁾ Entnahme aus dem Karstgrundwasserleiter: Die Entnahme kann dem Kiesaquifer zugerechnet werden

²⁾ Die Fassung 5 war im Betrachtungszeitraum kurzzeitig außer Betrieb

Tab. 6.3: Bewertung von zwei Entnahmeverteilungen mit gleicher Gesamtentnahme

Zielebene	Bewertungsgröße	ZEG (Stichtag 19.6.96)	ZEG (verb. Entnahmevert.)
3	Reduzierung der Nitratkonzentration	68	66
	Reduzierung der Gesamthärte	100	100
	Vermeidung von Auswaschungen	66	56
	Minimierung der Kosten	0	0
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 1	56	68
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 2	40	52
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 3	35	35
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 4	1	15
	Optimale Flurabstände Naturschutz 1	45	52
	Optimale Flurabstände Naturschutz 2	1	12
2	Teilnutzwert Wasserwirtschaft	64	61
	Teilnutzwert Landwirtschaft	45	56
	Teilnutzwert Naturschutz	28	36
1	Gesamtnutzwert	42	49

Tab. 6.3 zeigt, dass sich der Gesamtnutzwert um sieben Prozentpunkte erhöht hat. Während sich die Teilnutzwerte für die Landwirtschaft und den Naturschutz deutlich erhöht haben (11 bzw. 8 Prozentpunkte), hat sich der Teilnutzwert für die Wasserwirtschaft verringert (3 Prozentpunkte). Wengleich die verbesserte Entnahmeverteilung noch nicht das Optimum darstellt, so ist der Anstieg des Gesamtnutzwerts um 7% in Anbetracht der geringen Schwankungsbreite bereits als sehr gut einzustufen.

6.7 Zusammenfassung

Das in Kap. 5 neu entwickelte Bewertungssystem wurde erstmalig zur Erarbeitung eines Leitfadens mit Bewirtschaftungsregeln angewandt. Ziel des Leitfadens war die Ermittlung von Optimierungspotenzialen der Grundwasserbewirtschaftung auf der Grundlage systematischer Untersuchungen des Wasserhaushalts sowie der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen. Der Leitfaden wurde am Beispiel des Donaurieds entwickelt, die Vorgehensweise ist jedoch grundsätzlich auf andere Gebiete übertragbar (Abb. 6.1). Dazu wurden die Ergebnisse von 42 numerischen Modellsimulationen ausgewertet und die Flurabstände für jeweils drei Zeitpunkte, die die mittleren Verhältnisse eines Nass-, eines Normal- und eines Trok-

kenjahres repräsentieren, bewertet. Die Modellsimulationen wurden so ausgewählt, dass die Sensitivität der flurabstandsbezogenen Teilnutzwerte auf verschiedene Entnahmestrategien überprüft werden konnte. Die Bewertungsergebnisse wurden in einem GIS visualisiert und konnten so auf ihre Plausibilität hin begutachtet werden. Die vom Bewertungssystem errechneten Werte konnten gut nachvollzogen werden, so dass Gewissheit bestand, dass das System vernünftige Bewertungsergebnisse liefert, die im Umkehrschluss auch eine vernünftige Optimierung erlauben.

Ausgehend von Bewertungen der Entnahmen an Einzelfassungen sowie definierten Entnahmen an mehreren Fassungen im Donauried war es möglich, erste Trends zu erkennen, in welche Richtung die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung führen wird. Auf der Grundlage der gewonnenen Erkenntnisse wurde eine gegenüber der tatsächlichen Entnahmeverteilung am 19.06.96 verbesserte Bewirtschaftungsstrategie entworfen.

Die Aussagekraft der wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen war bei den untersuchten Alternativen stark eingeschränkt. Da sich die Zielfunktionen für Nitrat und Gesamthärte auf das Mischwasser beziehen, musste das Zusammenspiel der Fassungen stärker in den Mittelpunkt gerückt werden. Daher konnten nur in zwei Fällen aussagekräftige Gesamtnutzwerte berechnet werden. Die vollständige und gleichzeitige Berücksichtigung aller Bewertungsgrößen erfolgt im Rahmen der stationären Optimierungen in Kap. 7.

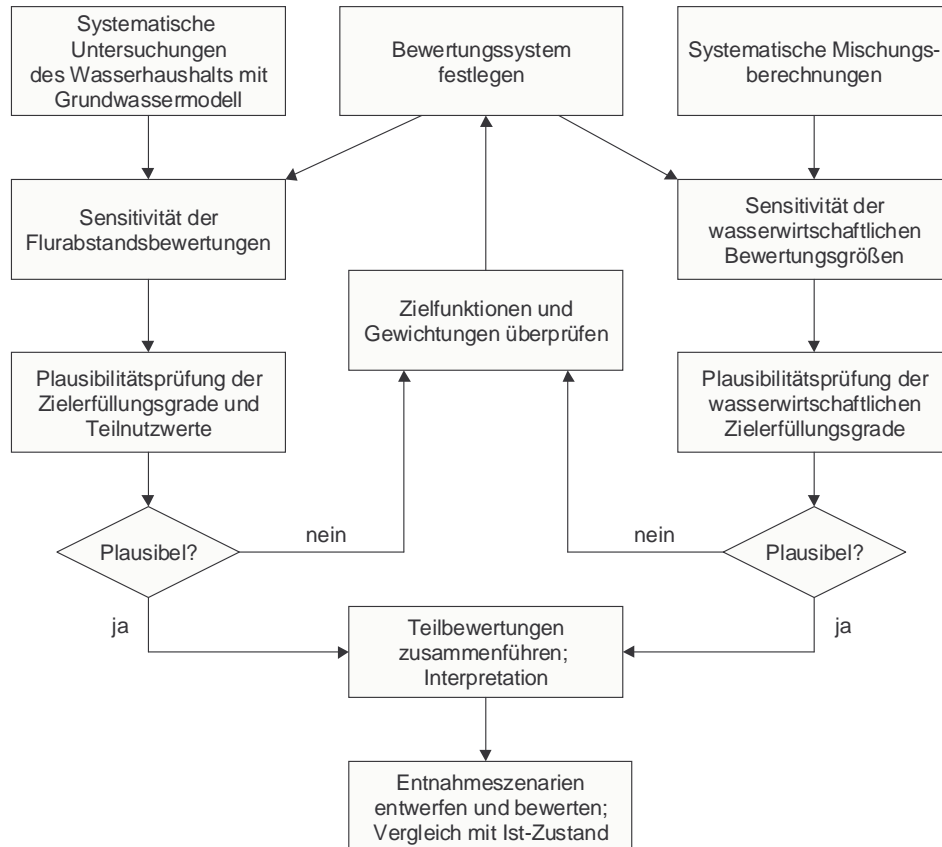


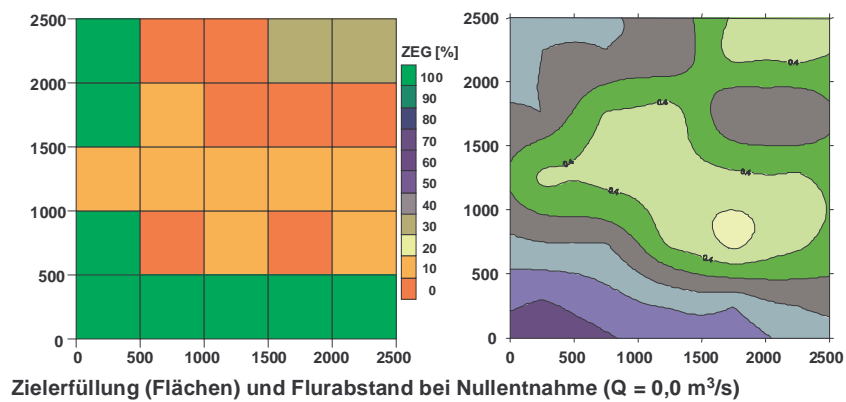
Abb. 6.1: Allgemeines Schema zur Entwicklung eines Leitfadens mit Bewirtschaftungsregeln

Berechnungsbeispiel III/IV (Fortsetzung von S. 123)

Bewertung unterschiedlicher Entnahmeszenarien für $Q = \text{const.}$

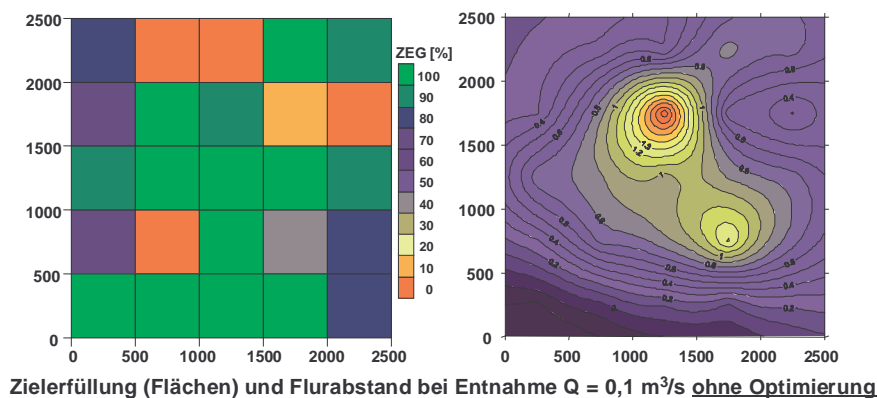
Mit den vorgestellten Eckwerten sind unterschiedliche Entnahmeszenarien hinsichtlich des Gesamtnutzwertes untersucht worden.

Das Szenario „Nullentnahme“ ($Q = 0$) zeigt den ungestörten Feuchtgebietscharakter. Während auf den Naturschutzflächen durchweg ein Zielerfüllungsgrad von 100 % erreicht wird, sind die Landwirtschaftsflächen zu „nass“, der Zielerfüllungsgrad beträgt dort im Mittel nur 10 %. Bei einer Nullentnahme entfällt der Teilnutzwert für die Wasserversorgung, der Gesamtnutzwert I erreicht damit nur 22,3 %. Bereits an dieser Stelle wird klar, dass eine Entnahmesteigerung zu Lasten des Teilnutzwertes „Naturschutz“ und zu Gunsten der Teilnutzwerte „Landwirtschaft“ und „Wasserversorgung“ führen wird.



Zielerfüllung (Flächen) und Flurabstand bei Nullentnahme ($Q = 0,0 \text{ m}^3/\text{s}$)

In einem nächsten Schritt wurde davon ausgegangen, dass die Wasserversorgung $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ benötigt. Um die Naturschutzinteressen zu wahren, werden die Brunnen ohne nähere Untersuchungen mit $Q_1 = 0,02 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_2 = 0,02 \text{ m}^3/\text{s}$ und $Q_3 = 0,06 \text{ m}^3/\text{s}$ bewirtschaftet. Der Gesamtnutzwert beträgt nun bereits 63,8 % ($I_N = 88,4\%$, $I_L = 68,5\%$, $I_W = 47,1 \%$). Die Auswertung für den Flurabstand zeigt den deutlichen Absenktrichter im Umfeld des Brunnens 3.



Zielerfüllung (Flächen) und Flurabstand bei Entnahme $Q = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ohne Optimierung

Fortsetzung auf S. 180

7 ENTWICKLUNG EINES OPTIMIERUNGSSYSTEMS FÜR STATIONÄRE VERHÄLTNISSE

7.1 Übersicht

Die Optimierung des Gebietswasserhaushalts kann nur durch die Variation der Entnahmen gesteuert werden. Im folgenden werden die Grundlagen erarbeitet, um die Auswirkungen unterschiedlicher Entnahmen auf die Flurabstände zu bewerten und somit die Zielerfüllungsgrade in den Schwerpunktbereichen Wasserwirtschaft, Naturschutz und Landwirtschaft zu optimieren. Die Kopplung mit dem automatischen Optimierungsprogramm PEST wird aufgebaut und ausführlich getestet. Der Test erfolgt zunächst an einem einfachen Prinzipbeispiel. Dabei werden auch Sensitivitätsuntersuchungen zur Wahl der Gewichtungen und der Zielfunktionen durchgeführt. Unter Einbindung des in Kap. 5 entwickelten komplexen Bewertungssystem für das Donauried erfolgt dann eine Anwendung des Optimierungssystems. Dabei werden dann die Fassungsentnahmen im Donauried für stationäre Strömungsverhältnisse optimiert.

Die programmtechnische Umsetzung des Optimierungssystem erfolgte allgemeingültig in dem Programm Groundwater Resources Management (GRM), das ausführlich im Anhang in Kap. 15.3 dargestellt ist.

7.2 Aufgaben und Ziele eines Optimierungssystems

Erste Aufgabe des Optimierungssystems ist es nun ganz allgemein, auf die Bewertungsgrößen Einfluss zu nehmen. Dabei ist es zunächst nicht entscheidend, in welche Richtung die Bewertungsgrößen verändert werden, ob in Richtung der Zielgrößen oder von ihnen weg. Die Identifikation der Richtung der Veränderung der Eingangswerte stellt ein schwieriges Problem dar. Das Optimierungssystem benötigt eine „Vorstellung“ über Form und Gestalt der sog. „objective function“ (vgl. Kap. 2.7). Die am Anfang einer Optimierung zunächst unbekannte Funktion stellt den Zusammenhang zwischen den Optimierungsgrößen und der Bewertung dar. Eine Variation des Bewertungssystem verändert die Form der objective function, eine Veränderung der Optimierungsparameter beeinflusst die Gestalt nicht. Um nun die bestmögliche Vorstellung von der objective function zu bekommen, verändert das Optimierungssystem zunächst die Optimierungsgrößen so, dass nacheinander jede Optimierungsgröße größer oder kleiner gewählt wird als der Startwert. Bei z.B. sechs Optimierungsgrößen (sechs Fassungen) werden zunächst sechs Situationen simuliert um eine stichpunktartige Vorstellung über die Form der objective function zu bekommen. Für jede Optimierungsgröße existiert damit ein Indikator, ob durch eine Vergrößerung (oder Verkleinerung) derselben eine Verbesserung (oder Verschlechterung) des Gesamtnutzwerts erzielt wird. Die gleichzeitige Veränderung der Optimierungsgrößen erfolgt im nächsten Schritt. Mit steigender Anzahl der

bewerteten Situationen und zunehmender Optimierung des Ergebnisses steigt auch der Informationsgehalt über die Form der objective function. Eine stetige Verbesserung des Ergebnisses ist das Ziel in dieser Phase der Optimierung, wobei allerdings die Variationen so breit gestreut werden müssen, dass auch das absolute Minimum oder Maximum gefunden wird und die Optimierung nicht bei einem lokalen Minimum endet. Der Abschluss der Optimierung kann anhand verschiedener Kriterien festgelegt werden: maximale Anzahl von bewerteten Situationen, bestimmte Anzahl von erfolglosen Verbesserungsversuchen, nur noch minimale Verbesserungen oder Kombinationen dieser Kriterien. Weitere, sekundäre Aufgaben sind dabei die Optimierung in einer möglichst kurzen Zeit und mit einer höchstmöglichen Vertrauenswürdigkeit. Damit definiert sich das Gesamtziel des Optimierungssystems bzw. der iterative Weg bis zum Gesamtziel: Finden der optimalen Entnahmeraten an den einzelnen Fassungen z.B. des Donaurieds in möglichst kurzer Zeit, so dass sich durch die Bewertung das bestmögliche Ergebnis ergibt.

7.3 Anforderungen an ein Optimierungssystem und Integration des Bewertungssystems

7.3.1 Analyse der Bewertungsgrößen und mögliche Zielerfüllungsgrade

Die Analyse der Bewertungsgrößen hat immer vor einer möglichen Optimierung zu erfolgen. Sie hat das Ziel, die Möglichkeiten einer Optimierung auszutesten. Im Falle der stationären Optimierung erfolgt dies nur einmal, da sich die hydrologischen Randbedingungen nicht ändern. Anschließend können die Optimierungen für verschiedene Nebenbedingungen (siehe Kap. 7.3.2), wie Gesamtentnahme, Kompensationsfaktoren usw. mit eben diesen Bewertungsgrößen erfolgen. Wie diese Bewertungsgrößen festgelegt werden, ist ausführlich in Kap. 5 dargelegt. Der theoretisch maximal mögliche Zielerfüllungsgrad für jede einzelne Bewertungsgröße beträgt 100 %, somit ist auch der maximale Gesamtnutzwert immer 100%, egal welche Zahl an Bewertungsgrößen, welcher Kompensationsfaktor usw. definiert wird.

Am Beispiel eines Prinzipmodells werden vor der Optimierung drei Modellläufe zur Festlegung der theoretisch möglichen Zielerfüllungsgrade durchgeführt. Diese sind:

- minimale Entnahme,
- mittlere Entnahme,
- maximale Entnahme.

Mit der Analyse der möglichen Zielerfüllungsgrade soll auch ein Eindruck gewonnen werden, welche Piezometerhöhen sich einstellen werden, und ob eine Optimierung innerhalb der zugelassenen Entnahmegrenzen möglich und sinnvoll ist. Die Anwendung erfolgt in Kap. 7.6.

7.3.2 Nebenbedingungen

Dem Optimierungssystem müssen Nebenbedingungen vorgegeben werden, um die Grenzen zu definieren, innerhalb derer das System die Optimierungsgrößen variieren kann. Im Falle der Optimierung des Gebietswasserhaushalts sind die Grenzen der Optimierungsgrößen die

minimalen und maximalen Entnahmen an den Fassungen. Außerdem wird die Gesamtentnahmemenge an allen Fassungen vorgegeben.

Die maximal möglichen Entnahmemengen an den einzelnen Fassungen sind dabei entweder von realen Begrenzungen (z.B. der Pumpenleistung) abhängig oder aber von den maximalen Mengen, die der Aquifer leisten kann. Im Donauried wurde deshalb die maximale Entnahmerate der einzelnen Fassungen vom Grundwassermodell bestimmt. Bei den minimalen Mengen sind die Grenzen nur von betrieblichen Vorgaben abhängig (Mindestfließgeschwindigkeit in den Rohren, Minstdrehzahl der Pumpen). **Eine Abschaltung der Fassungen ist aus betrieblicher Sicht unerwünscht.** Somit sind die oberen und unteren Entnahmegrenzen definiert, innerhalb derer das Optimierungssystem die optimale Lösung finden muss. Eine weitere Nebenbedingung ist nun noch die gewünschte Gesamtentnahmemenge an allen Fassungen. Bei der stationären Optimierung ist dieser Bedarf zeitlich konstant (vgl. Kap. 6.2). Diese Nebenbedingungen müssen eingehalten werden.

7.4 Optimierungssystem

7.4.1 Module des Optimierungssystems

Das Optimierungssystem besteht aus mehreren Modulen. Das „Modul“ PEST übernimmt die zentrale Rolle der eigentlichen Optimierung. Die anderen Module sind nötig, um PEST mit den „Modulen“ Grundwassermodell und Bewertungssystem zu koppeln und den Datenaustausch zu gewährleisten. Der Prozessablauf des Optimierungssystems ist in Abb. 7.1 dargestellt.

An PEST werden die Gewichte der einzelnen Bewertungsgrößen sowie die obere und untere Grenze der einzelnen Fassungsentnahmen und der Startwert für die Optimierung der Entnahmen als Eingabegrößen übergeben. Ausgabegrößen von PEST sind die einzelnen Fassungsentnahmen. Es muss also ein System von ineinandergreifenden Prozessen konstruiert werden, das die Eingabe- und Ausgabegrößen verarbeitet. Im folgenden wird die Aufgabe und Funktionsweise der einzelnen Module dargelegt.

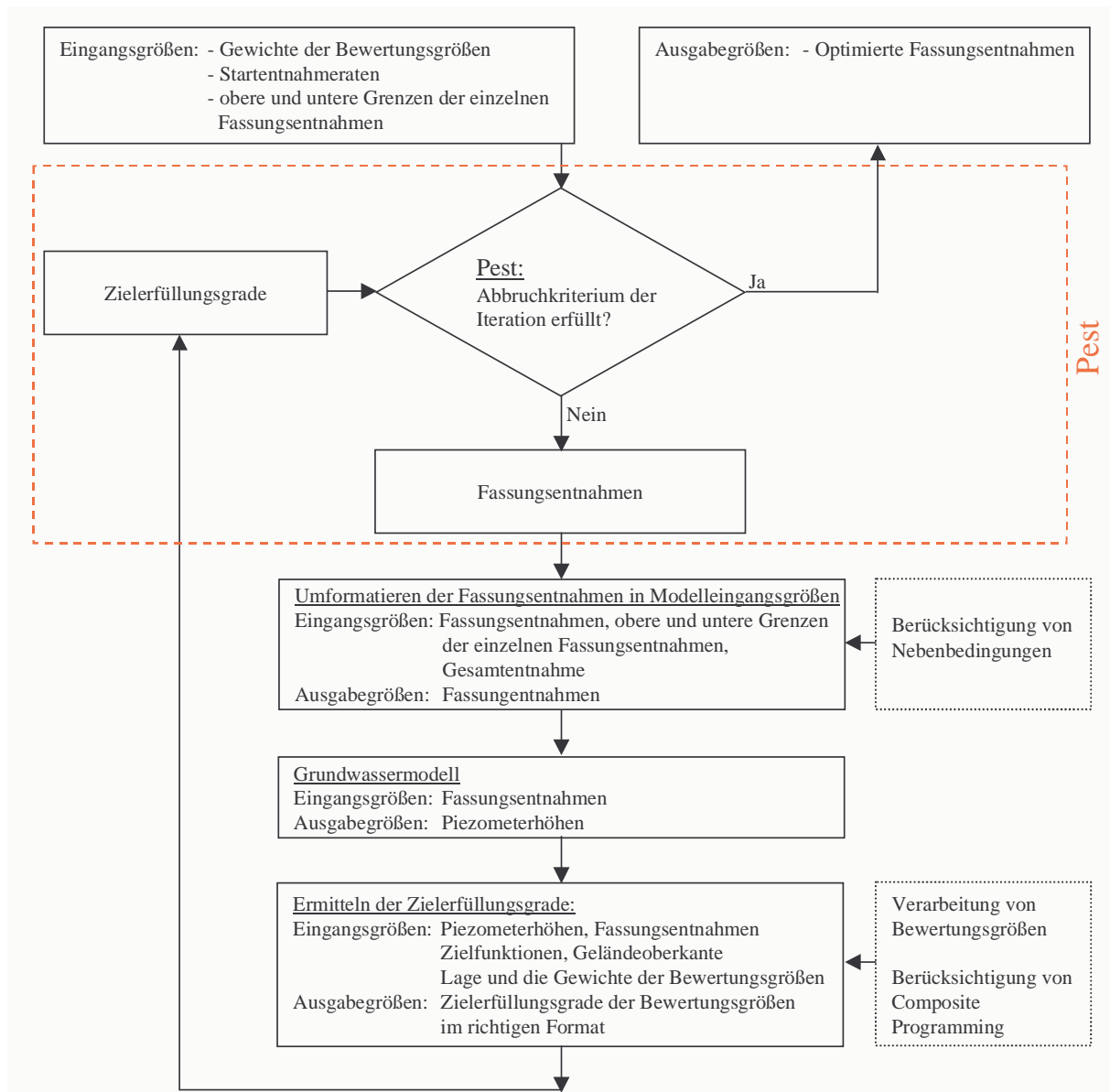


Abb. 7.1: Flussdiagramm des Optimierungssystems

7.4.2 Methodenentwicklung zur Berücksichtigung von Nebenbedingungen

Das erste Modul nach PEST ist ein Modul zur Berücksichtigung der Nebenbedingungen. Dabei gibt es zwei Arten von Nebenbedingungen: die Gesamtentnahme und die obere bzw. untere Grenze der einzelnen Grundwasserentnahmen. Die Grenzen der einzelnen Grundwasserentnahmen können der Optimierung direkt vorgegeben werden. Für eine vorgegebene Gesamtentnahme musste allerdings eine spezielle Methode entwickelt werden, da PEST ansonsten nicht zu 100% die Wassermenge entnimmt, sondern eine geringe Entnahme lediglich schlechter bewertet. Eine Beeinflussung des Ergebnisses durch die Nebenbedingungen ist aber unerwünscht. Die Lösung des Problems ist ein zusätzliches Modul, das die Optimierungsgrößen bevor sie an das Grundwassermodell übergeben werden, prüft und ggf. verändert. Schlägt PEST Entnahmewerte vor, die in der Summe nicht der gewünschten Gesamtentnahme entsprechen, werden sie nach folgendem Schema angepasst.

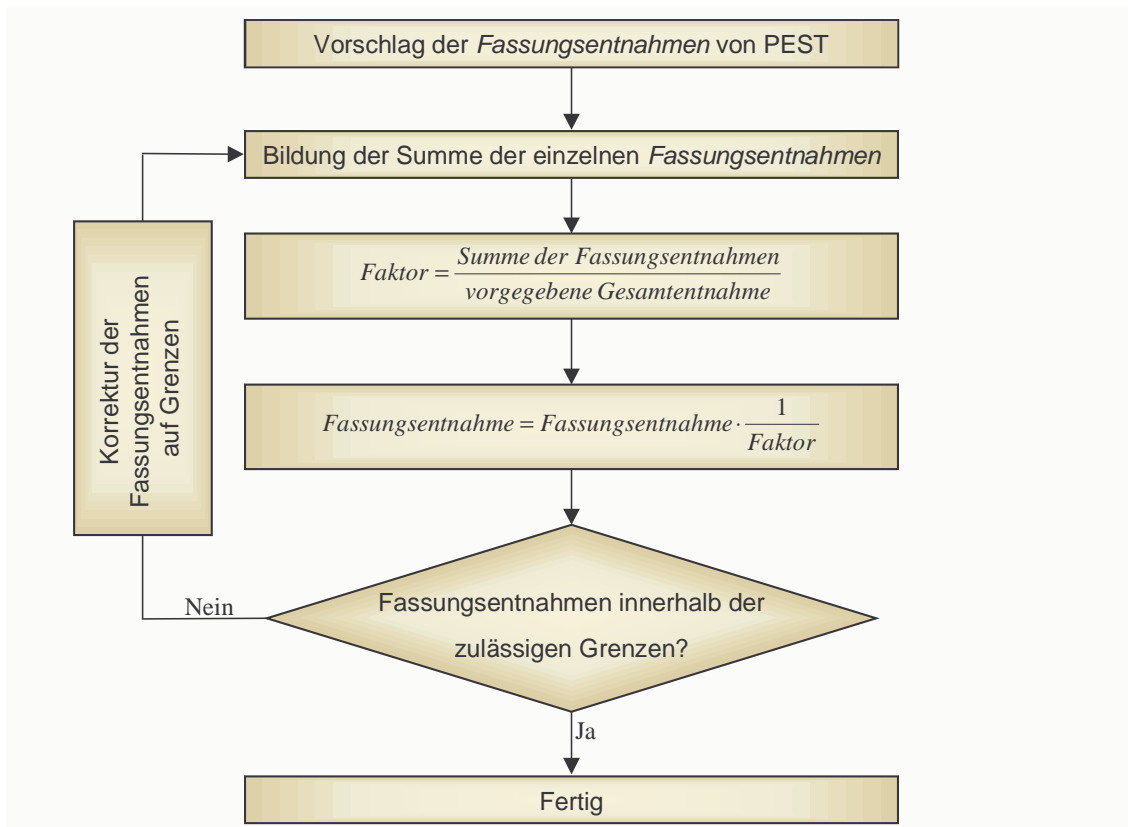


Abb. 7.1: Flussdiagramm der Berücksichtigung der Nebenbedingungen

Falls die Summe der Fassungsentnahmen der Gesamtentnahme entspricht, ist der Faktor in Abb. 7.1 gleich 1 und die Schleife wird beendet. Wenn allerdings eine Gesamtentnahme vorgegeben wird, die unter Einhaltung der zulässigen Grenzen der einzelnen Fassungsentnahmen nicht erreichbar ist, wird die Iteration abgebrochen und eine entsprechende Fehlermeldung ausgegeben.

7.4.3 Methodenentwicklung zur Verarbeitung von Bewertungsgrößen

Die Verarbeitung der Bewertungsgrößen ist eine zentrale Aufgabe des Optimierungssystems. Als Eingabegrößen fließen in diesen Prozess die Geländeoberkante, die Lage und die Gewichtungen der einzelnen Teilflächen, die Zielfunktionen, die Grundwasserstände und die Entnahmen ein. Dabei kann dieses Modul in sechs Einzelschritte unterteilt werden. Im ersten Schritt werden die vom Grundwassermodell berechneten Piezometerhöhen von der Geländeoberkante abgezogen. Zusammen mit der Ortslage ergibt sich für jeden Bewertungspunkt der Flurabstand. Dieser Flurabstand wird im zweiten Schritt mit der Zielfunktion des Bewertungspunktes verglichen und somit der Zielerfüllungsgrad ermittelt. Bei den Wasserqualitätsparametern erfolgt zunächst die Berechnung der Mischungskonzentrationen. Beim hier betrachteten Anwendungsfall werden die Konzentrationen von Nitrat und Härte nach dem in Kap. 5.3.2 dargelegten Schema bestimmt. Die Mischungskonzentrationen werden mit den zugehörigen Zielfunktionen verglichen und somit der Zielerfüllungsgrad dieser Bewertungsgrößen bestimmt.

Die einzelnen Zielerfüllungsgrade sind nun verfügbar. Um nun Teilnutzwerte bzw. den Gesamtnutzwert berechnen zu können, müssen noch die Gewichte jeder einzelnen Bewertungsgröße bekannt sein. Diese werden auf Grundlage des Zielsystems berechnet. Beispielfähig sei das Vorgehen hier nun am Zielsystem des Anwendungsfalls (Tab. 7.1) erläutert.

Tab. 7.1: Zielsystem des Anwendungsfalls ohne Kompensationsfaktoren

Zielebenen mit Gewichtungsfaktoren				
1	2	g	3	g
Optimierung des Gebietswasserhaushalts im Wassergewinnungsgebiet Donauried	Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	0,33	Minimierung der Nitratkonzentration im Mischwasser	0,3
			Minimierung der Gesamthärte im Mischwasser	0,3
			Vermeidung von Ausw. aus nitratreichen Deckschichten	0,2
			Minimierung der entstehenden Betriebskosten	0,2
	Schwerpunktbereich Landwirtschaft	0,33	Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 1	0,5
			Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 2	0,3
			Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 3	0,15
			Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 4	0,05
	Schwerpunktbereich Naturschutz	0,33	Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 1	0,6
			Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 2	0,4

Da im verwendeten Optimierungsalgorithmus PEST keine hierarchische Struktur vorgegeben werden kann, sondern alle Bewertungsgrößen auf einer Stufe stehen, muss diese anhand des Zielsystems für PEST aufgearbeitet werden. Dazu werden zunächst die Gewichtungen aller Gruppen multipliziert, die dieser Bewertungsgröße übergeordnet sind, d.h. sich in einer höheren Zielebene befinden. Anschließend wird diese Zahl durch die Anzahl der Bewertungsgrößen geteilt, die sich in der gleichen Gruppe befinden wie die betrachtete Bewertungsgröße. Beispielsweise beinhaltet die Gruppe „Optimierung der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 4“ im Schwerpunktbereich der Landwirtschaft, kurz „Landwirtschaft 4“ genannt, im stationären Mittelwasserfall 71 Bewertungsgrößen. Die Gewichtung ergibt sich aus der Multiplikation der Gewichtungen der übergeordneten Gruppen, nämlich (Gewichtung „Schwerpunktbereich Landwirtschaft“) · (Gewichtung „Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 4“) = $0,33 \cdot 0,05 = 0,0165$. Dieser Wert wird durch die Anzahl der Bewertungsgrößen in der Gruppe geteilt, somit ergibt sich für jede Bewertungsgröße in dieser Gruppe ein Gewicht von $0,0165 / 71 = 2,32 \cdot 10^{-4}$. Für die Wasserqualitätsparameter erfolgt die Berechnung analog. Für die Bewertungsgröße „Minimierung der Nitratkonzentration im Mischwasser“ ergibt sich eine Gewichtung von 0,099 (= $0,33 \cdot 0,3$). Die Summe über alle Gewichtungen der Bewertungsgrößen des Zielsystems ergibt 1,0.

7.4.4 Methodenentwicklung zur Berücksichtigung von Composite Programming

Das Verfahren und die Ziele von Composite Programming wurden in Kap. 2.5 eingehend erläutert. PEST kann nur einzelne Bewertungsgrößen verarbeiten. Composite Programming jedoch ist eine Methode der Aggregation von Bewertungsgrößen zu Nutzwerten. Diese Nutzwerte werden zunehmend abgemindert, je größer die Unausgeglichenheit zwischen den Nutzwerten in der darunter liegenden Zielebene ist. Die Abminderung der Nutzwerte auf die

Zielerfüllungsgrade der Bewertungsgrößen muss in PEST auch für die Berechnung der objective function erfolgen. Dies geschieht in den folgenden zwei Schritten. Im ersten Schritt wird der Gesamtnutzwert nach Composite Programming berechnet (siehe Gl. 3.3), dann der Gesamtnutzwert nach der Nutzwertanalyse (siehe Gl. 3.1). Zwischen diesen beiden Gesamtnutzwerten besteht in der Regel ein Unterschied, d.h. der Gesamtnutzwert nach Composite Programming ist geringer. Dieser Unterschied wird auf den Gesamtnutzwert nach der Nutzwertanalyse normiert.

$$Faktor = \frac{Gesamtnutzwert_{Nutzwertanalyse} - Gesamtnutzwert_{Composite Programming}}{Gesamtnutzwert_{Nutzwertanalyse}} \quad Gl. 7.1$$

Anschließend werden die Zielerfüllungsgrade aller Bewertungsgrößen um genau diesen Faktor abgemindert.

$$ZEG_i = ZEG_i \cdot (1 - Faktor) \quad Gl. 7.2$$

Da ein Kompensationsfaktor größer 1 nur auf Zielebene 2 angewandt wird (siehe Abb. 5.1), d.h. für alle Bewertungsgrößen gleichermaßen gilt, ist es zulässig, nur einen Faktor auf alle Zielerfüllungsgrade anzuwenden. Würden Kompensationsfaktoren größer 1 auch in tieferen Zielebenen Anwendung finden, müssten die Zielerfüllungsgrade entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu verschiedenen Teilnutzwerten, die evtl. mit verschiedenen Kompensationsfaktoren berechnet würden, abgemindert werden.

7.4.5 Methodenentwicklung zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Berechnungsmethoden von PEST und der Nutzwertanalyse

Wie bereits in Kap. 2.7.2 dargelegt, ist PEST eine Software für allgemeine Optimierungs- oder Eichzwecke. Sie wurde nicht entwickelt, um Systeme zu optimieren, die nach der Methode der Nutzwertanalyse arbeiten. PEST nutzt die Gauss-Marquardt-Levenberg Methode, was bedeutet, dass die Optimierung durch die Minimierung einer Gütefunktion realisiert wird. PEST arbeitet, angepasst auf den vorliegenden Fall, nach folgender Formel:

$$objective\ function = \sum_i [Gewichte_i^* \cdot (1 - ZEG_i^*)]^2 \rightarrow 0 \quad Gl. 7.1$$

mit:

- Gewichte_i^{*} = Gewichtung der Bewertungsgröße i, die PEST verwendet
- ZEG_i^{*} = Zielerfüllungsgrad der Bewertungsgröße i, die PEST verwendet
- 1 = theoretisch maximal möglicher Zielerfüllungsgrad der Bewertungsgröße i (hier immer 1)
- i = Index der Bewertungsgröße i

In PEST werden die maximal möglichen Zielerfüllungsgrade angegeben, d.h. im vorliegenden Bewertungssystem immer 100%. PEST bildet dann das Residuum (die Differenz) zwischen Bewertungsgröße und diesen 100%. Das Residuum wird mit der Gewichtung multipli-

ziert und anschließend quadriert. PEST versucht, die Summe aller Residuen zu minimieren. Die Nutzwertanalyse hingegen versucht, möglichst große Gesamtnutzwerte zu erreichen. Sie arbeitet nach folgender Formel:

$$\text{Gesamtnutzwert} = \sum_i [\text{Gewichte}_i \cdot \text{ZEG}_i] \rightarrow 1 \quad \text{Gl. 7.2}$$

mit:

Gewichte_i = Gewichtung der Bewertungsgröße i
 ZEG_i = Zielerfüllungsgrad der Bewertungsgröße i
 i = Index der Bewertungsgröße i

Diese beiden Methoden gilt es nun zu vereinen. Die unterschiedlichen Zielsetzungen (PEST: Minimierung; Nutzwertanalyse: Maximierung) spielen keine Rolle, da bei PEST das Residuum gebildet wird. Der Unterschied besteht in der Quadrierung der Klammer in Gl. 7.3. Nach Umformen, Gleichsetzen und einigen weiteren Rechenoperation entstehen folgenden Zusammenhänge:

$$\text{Gewichte}_i^* = \sqrt{\text{Gewichte}_i} \quad \text{Gl. 7.3}$$

$$\text{ZEG}_i^* = -\sqrt{(1 - \text{ZEG}_i)} + 1 \quad \text{Gl. 7.4}$$

Werden die Gewichte und Zielerfüllungsgrade vor der Übergabe an PEST nach diesen Formeln umgewandelt, ergibt die Summe zwischen Gesamtnutzwert und objective function immer 100%. Wird durch PEST die objective function im Zuge der Optimierung um einen Betrag gesenkt, steigt der Gesamtnutzwert um genau diesen Betrag an. Wird das optimale Ergebnis in PEST erreicht (objective function = 0,0) ergibt sich der Gesamtnutzwert zu 1,0 und umgekehrt. Somit wurde erreicht, dass der schwer greifbare reine Zahlenwert der objective function einen aussagekräftigen Zahlenwert darstellt, nämlich die Differenz zwischen Gesamtnutzwert und dem maximal möglichen Gesamtnutzwert von 100%.

7.5 Sensitivitätsuntersuchung

7.5.1 Übersicht

Anhand der Untersuchungen an einem einfachen Prinzipmodell soll die Funktionsweise des Optimierungssystems verdeutlicht werden. Es werden die prinzipiellen Möglichkeiten, die sich bei der Optimierung bieten, angesprochen. Des Weiteren soll durch verschiedene Variantenrechnungen des Ausgangsfalles die Sensitivität des Optimierungsprozesses auf veränderte Eingangsparameter gezeigt werden. Das Prinzipmodell wird ebenfalls mit der Software Modflow2000 berechnet. Es wird eine einfache Geometrie gewählt, bei der die hydraulischen Verhältnisse nachvollziehbar sind und ausschließlich mit dem im Kap. 15.3 dargelegten, neu entwickelten Programmsystem GRM neu aufgebaut. Hiermit soll auch die Leistungsfähigkeit dieses Systems angedeutet werden.

7.5.2 Aufbau Prinzipmodell

Es wird eine Ausdehnung des Modellgebiets von $1000 \cdot 2000 \text{ m}^2$ gewählt (Ursprung des Berechnungsgitters ist ein virtueller Nullpunkt, wobei das Gitter nicht gedreht ist). Die Diskretisierung wird mit 20 Spalten und 40 Reihen äquidistant festgelegt, woraus folgt, dass eine Modellzelle die Dimensionen $50 \cdot 50 \text{ m}^2$ hat.

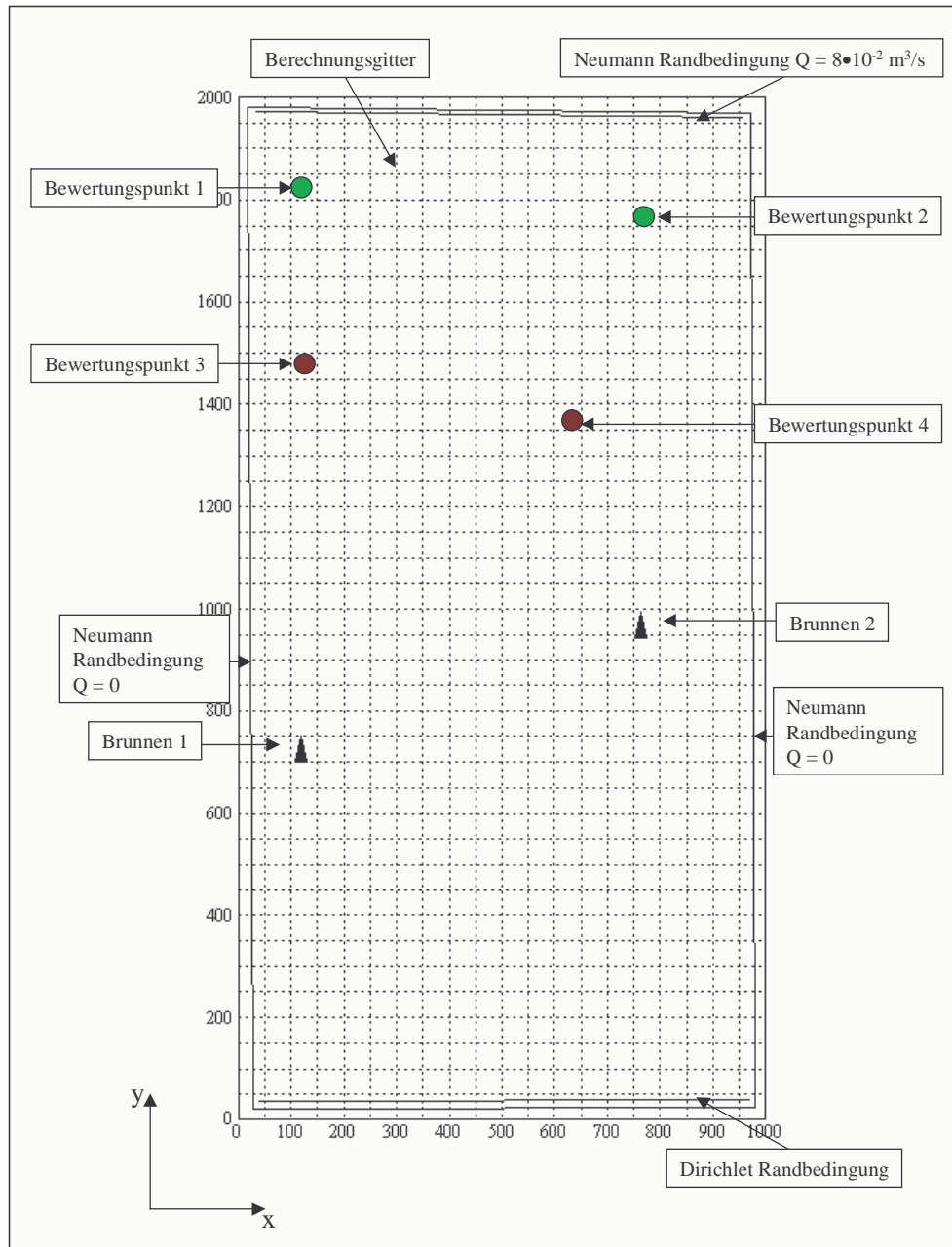


Abb. 7.1: Aufbau des Prinzipmodells

Die Geländeoberkante liegt konstant bei 53,5 m. Es werden in der Sensitivitätsuntersuchung die Entnahmen zweier unabhängiger Brunnen optimiert. Die genauen Positionen der Brunnen sind in Abb. 7.1 erkennbar. Es werden ungespannte Grundwasserverhältnisse angenommen, die maximal mögliche Aquifermächtigkeit erstreckt sich somit von der Aquiferbasis, die konstant bei 20,0 m festgelegt ist, bis zur Geländeoberkante. Die hydraulische Durchlässigkeit wird mit $2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ angesetzt. Die Ausgangspiezometerhöhe liegt konstant bei 53,0

m. Die Grundwasserneubildung wird zu $4 \cdot 10^{-8}$ m/s für das gesamte Modellgebiet gewählt. Als erste Randbedingung wird an der oberen Seite über die gesamte Breite des Modellgebiets eine Neumann-Randbedingung gewählt, die dem Aquifer einen Zustrom von $8 \cdot 10^{-2}$ m³/s liefert. Als weitere Randbedingung wird an der unteren Seite eine Dirichlet-Randbedingung definiert, die eine konstante Piezometerhöhe von 50,0 m vorgibt. In Abb. 7.1 ist das Prinzipmodell in der Aufsicht wiedergegeben.

Es stellt sich aufgrund der gewählten Randbedingungen eine Grundwasserströmung vom oberen Modellrand zum unteren ein, wobei der Grundwasserstand von 53,7 m auf 50,0 m sinkt. Die Strömung ist im gesamten Modellgebiet parallel zu den Randstromlinien. Der Flurabstand steigt somit in Richtung $y \rightarrow 0$ kontinuierlich an, da die Geländehöhe konstant bei 53,5 m liegt.

7.5.3 Bewertungssystem

Es sollen im Prinzipmodell drei unabhängige Schwerpunktbereiche betrachtet werden, die jeweils dem Naturschutz, der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft zugeordnet sind. Im Gegensatz zum Anwendungsfall Donauried werden keine weiteren Untergruppen definiert, so dass alle Bewertungsgrößen direkt in einen der drei Schwerpunktbereiche eingeteilt werden. Das hierarchische Bewertungssystem stellt sich mit der vorläufigen Gewichtung wie folgt dar (Tab. 7.1):

Tab. 7.1: Zielebenen und Gewichtungsfaktoren des Prinzipbeispiels

Zielebenen mit Gewichtungsfaktoren		
1	2	Gewichtung
Optimierung des Gesamtnutzwertes	Schwerpunktbereich Naturschutz	0,33
	Schwerpunktbereich Landwirtschaft	0,33
	Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	0,33

Die Ermittlung des Nutzwertes erfolgt aus Gründen der einfacheren Nachvollziehbarkeit nach der klassischen Nutzwertanalyse. Als Bewertungsgrößen werden im Prinzipmodell vier Beobachtungspunkte, die sich im oberen Teil des Modellgebiets befinden, sowie ein Wasserqualitätsparameter eingesetzt. An den Beobachtungspunkten wird der sich jeweils ergebende Flurabstand ausgewertet. Die räumliche Lage der Punkte kann man ebenfalls aus Abb. 7.1 entnehmen. Die Bewertungspunkte 1 und 2 (grün) sind dem Schwerpunktbereich Naturschutz zugeordnet, die Bewertungspunkte 3 und 4 (braun) dem Schwerpunktbereich Landwirtschaft. Die Zielfunktionen werden wie folgt gewählt:

Tab. 7.2: Zielfunktionen für die Flurabstände des Prinzipbeispiels.

Nr. Zielfunktion	GFA _{min} [m]	GFA _{opt1} [m]	GFA _{opt2} [m]	GFA _{max} [m]
1	0,0	0,2	0,8	1,5
2	1,0	1,5	2,3	3,0

Tab. 7.3: Eckpunkte der Zielfunktion für den Wasserqualitätsparameter des Prinzipbeispiels (ZEG entspricht Zielerfüllungsgrad)

Nr. Zielfunktion	ZEG=1,0	ZEG=1,0	ZEG=0,0
3	0,0	30,0	50,0

Die Zielfunktion 1 wird den dem Naturschutz zugeordneten Bewertungspunkten 1 und 2 zugewiesen. Hier ist Flurabstand von 0,2 m bis 0,8 m optimal. Für die der Landwirtschaft zugeordneten Punkte gilt Zielfunktion 2 mit optimalen Flurabständen zwischen 1,5 m und 2,3 m.

Dem Wasserqualitätsparameter Nitrat wird die Zielfunktion 3 zugewiesen (Tab. 7.3). Man erkennt, dass ein Nitratgehalt des Mischwassers von 0 mg/l bis 30 mg/l optimal ist, bei höheren Nitratgehalten fällt der Zielerfüllungsgrad linear ab und bei Konzentrationen über 50 mg/l (gesetzlicher Grenzwert laut TrinkwV, 2001) ist der Zielerfüllungsgrad gleich Null.

Als Wasserqualitätsparameter wird die Nitratkonzentration des sich ergebenden Mischwassers aus den zwei Brunnen betrachtet. Dazu wird für jeden Brunnen die Nitratkonzentration des geförderten Wassers vorgegeben. Brunnen 1 fördert Wasser mit einer Nitratkonzentration von 20 mg/l, Brunnen 2 mit 45 mg/l. Der Wasserqualitätsparameter wird der Zielfunktion 3 zugeordnet und in den Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft eingeteilt.

Optimierungsgrößen sind die Entnahmeraten der beiden Brunnen. Die Pumpraten beider Brunnen sind bei der Optimierung von 10 l/s als minimale Entnahme bis zu 60 l/s als maximale Entnahme variierbar. Als Startentnahme wird 30 l/s pro Brunnen vorgegeben. Die Brunnen sind keiner Fassung zugeteilt und deshalb unabhängig von einander, sofern keine Gesamtentnahme vorgegeben wird.

7.5.4 Analyseergebnisse

Zunächst wird das System analysiert, d.h. es werden drei Szenarien modelliert:

- minimale Entnahme an beiden Brunnen (jeweils 10 l/s),
- maximale Entnahme an beiden Brunnen (jeweils 60 l/s) und
- Entnahme gemäß den Startbedingungen (jeweils 30 l/s).

Bei den minimalen Entnahmen ergibt sich ein Flurabstand zwischen 0,07 m am oberen Rand und 3,50 m am unteren, dazwischen sinkt der Grundwasserspiegel kontinuierlich ab. Bei den mittleren Pumpraten steigt der Flurabstand ausgehend von 0,56 m auf 3,50 m am unteren Festpotentialrand. An den Brunnen bilden sich zwei Absenkungstrichter aus. Bei den maximalen Pumpraten errechnet das Modell einen Flurabstand von 1,31 m am oberen Rand und 3,50 m am unteren. An Brunnen 1 ergibt sich eine Absenkung von 3,70 m, es fließt aber kein Wasser vom unteren Festpotentialrand zurück ins Modellgebiet.

Aus Tab. 7.1 kann man die Flurabstände der Beobachtungspunkte bei den drei vorgegebenen Entnahmeraten ablesen, sowie die sich daraus ergebenden Zielerfüllungsgrade.

Tab. 7.1: Flurabstände und Zielerfüllungsgrade bei vorgegebenen Entnahmen (ZEG = Zielerfüllungsgrad)

Punkt Nr.	Minimale Entnahmeraten		Mittlere Entnahmeraten		Maximale Entnahmeraten	
	Flurabstand [m]	ZEG [%]	Flurabstand [m]	ZEG [%]	Flurabstand [m]	ZEG [%]
1	0,257	100,0	0,75	100,0	1,52	0,0
2	0,326	100,0	0,83	95,9	1,60	0,0
3	0,754	0,0	1,26	51,0	2,02	100,0
4	0,997	0,0	1,51	100,0	2,30	100,0

Man erkennt, dass die Bewertungspunkte 1 und 2, die der Naturschutzgruppe und Zielfunktion 2 zugeordnet sind, bei minimalen Entnahmeraten zu 100 % erfüllt sind. Dagegen ist der Flurabstand für die Bewertungspunkte 3 und 4, die der Landwirtschaftsgruppe und Zielfunktion 3 zugeordnet sind, bei minimalen Pumpraten zu gering, der Zielerfüllungsgrad liegt bei 0%.

Umgekehrt verhält es sich bei maximalen Entnahmeraten. Die Flurabstände sind für die Bewertungspunkte 1 und 2 zu hoch, sie erreichen einen Zielerfüllungsgrad von 0%. Die Zielerfüllungsgrade der Punkte 3 und 4 erreichen 100%. Dazwischen, d.h. bei mittleren Entnahmeraten, sind die Punkte 1 und 4 optimal erfüllt, nicht aber die Punkte 2 und 3, damit erreicht keine Gruppe optimale Ergebnisse bei dieser Rate.

Die Unterschiede in den Zielerfüllungsgraden zeigen, dass es durch die richtige Wahl der Entnahmeraten hydraulisch möglich sein muss, die Flurabstände so zu beeinflussen, dass jeweils ein Zielerfüllungsgrad 100% erreicht wird. Es ist aber nicht sichergestellt, dass die Flurabstände aller vier Punkte gleichzeitig optimiert werden können.

Die Mischwasserkonzentration des Wasserqualitätsparameters Nitrat ist für alle drei Pumpraten der Analyse konstant bei 32,5 mg/l, dies ist auf das konstante Verhältnis der Entnahmeraten zueinander zurückzuführen und entspricht einem Zielerfüllungsgrad von 87,5 %.

7.5.5 Optimierungsergebnis

Für die in Kap. 7.5.3 dargelegten Zielfunktionen und Gewichtungen wird nun optimiert. Es erfolgten vier Optimierungen, eine Optimierung mit frei wählbarer Gesamtentnahme und drei Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme von 0,05 m³/s, 0,07 m³/s und 0,09 m³/s. Es ergeben sich die in Tab. 7.1 dargestellten Nutzwerte.

Tab. 7.1: Optimierungsergebnis der Sensitivitätsuntersuchung

	Gesamtentnahme [m ³ /s]			
	Frei=0,075	0,05	0,07	0,09
Teilnutzwert Wasserwirtschaft [%]	100,0	88,7	100,0	100,0
Teilnutzwert Naturschutz [%]	85,5	100,0	87,1	55,6
Teilnutzwert Landwirtschaft [%]	89,0	51,3	86,2	100,0
Gesamtnutzwert ¹⁾ [%]	91,5	80,0	91,1	85,2

¹⁾ Da das Bewertungssystem ohne Kompensationsfaktor angelegt wurde, kann der Gesamtnutzwert einfach durch Addition der Teilnutzwerte und anschließende Division durch drei errechnet werden.

Der maximale Gesamtnutzwert wird bei der Optimierung mit freier Gesamtentnahme erreicht. Er liegt mit 91,5 % sehr nahe am theoretischen Maximum von 100%. Der Teilnutzwert Wasserwirtschaft erreicht außer bei der vorgegebenen Gesamtentnahme von 0,05 m³/s immer 100%. Die Verteilung der Gesamtentnahme auf die beiden Brunnen gelingt offensichtlich bei höherer Entnahmemenge immer optimal für die Wasserwirtschaft. Für den Schwerpunktbereich Naturschutz äußert sich wie erwartet eine möglichst geringe Entnahme durch hohe Teilnutzwerte. Je höher die Gesamtentnahme ist, desto geringer ist der Teilnutzwert. Für den Schwerpunktbereich Landwirtschaft hingegen ist die Tendenz der Teilnutzwerte umgekehrt, je höher die Gesamtentnahme ist, desto höher ist der Teilnutzwert. Aufgrund dieser Tendenzen der Teilnutzwerte erreicht der Gesamtnutzwert das Maximum ca. in der Mitte der untersuchten Entnahmemengen als Kompromiss zwischen den Schwerpunktbereichen Naturschutz und Landwirtschaft.

7.5.6 Sensitivitätsstudie zur Gewichtung

In diesem Kapitel wird nun das Prinzipmodell mit unterschiedlichen Gewichtungen für die Schwerpunktbereiche optimiert. Die Bewertungsstruktur wird dabei immer beibehalten, lediglich die Gewichtungsfaktoren der Gruppen werden verändert. Der Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft wird konstant bei einem Gewicht von 33,33% gehalten, und da die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Gruppen immer 100% ergeben muss, werden die restlichen 66,67% zwischen den beiden anderen Gruppen aufgeteilt. Es werden 7 Fälle betrachtet für die Variation der Gewichtung, und zwar für das Verhältnis (Gewicht Naturschutz / Gewicht Landwirtschaft) die Fälle (66,67/0), (50,0/16,67), (40,0/26,67), (33,33/33,33), (26,67/40,0), (16,67/50,0), (0/66,67).

Zunächst werden die Zielfunktionen, wie in Kap. 7.5.3 definiert, beibehalten. Die Optimierung erfolgt dabei mit einer vorgegebenen Gesamtentnahme oder frei, d.h. die Gesamtentnahme kann vom Optimierungssystem frei gewählt werden. Die Anfangspumpraten betragen bei freier Gesamtentnahme zunächst 30 l/s für jeden Brunnen, bei vorgegebener Gesamtentnahme jeweils 50% dieses Wertes. In den folgenden Diagrammen wird immer der Zielerfüllungsgrad der Gruppe angegeben, dieser ergibt sich aus dem Mittel der zugeordneten Punkte. Um das Kapitel übersichtlich zu halten werden nur wesentliche Ergebnisse in aufbereiteter Form präsentiert. Die Ergebnisse der Optimierung aus Kap. 7.5.5 sind in den Punkten 1 und 2 beinhaltet.

7.5.6.1 Variation der Gewichtung bei freier Gesamtentnahme

Die Variation der Gewichtung bei freier Gesamtentnahme ist der Ausgangsfall, auf den alle Variationen der Eingangsparameter aufbauen. Die Gewichtung ist auf der Abszisse dargestellt. Auf der Ordinate sind die erreichten Teilnutzwerte (links) und die Gesamtentnahme (rechts) dargestellt.

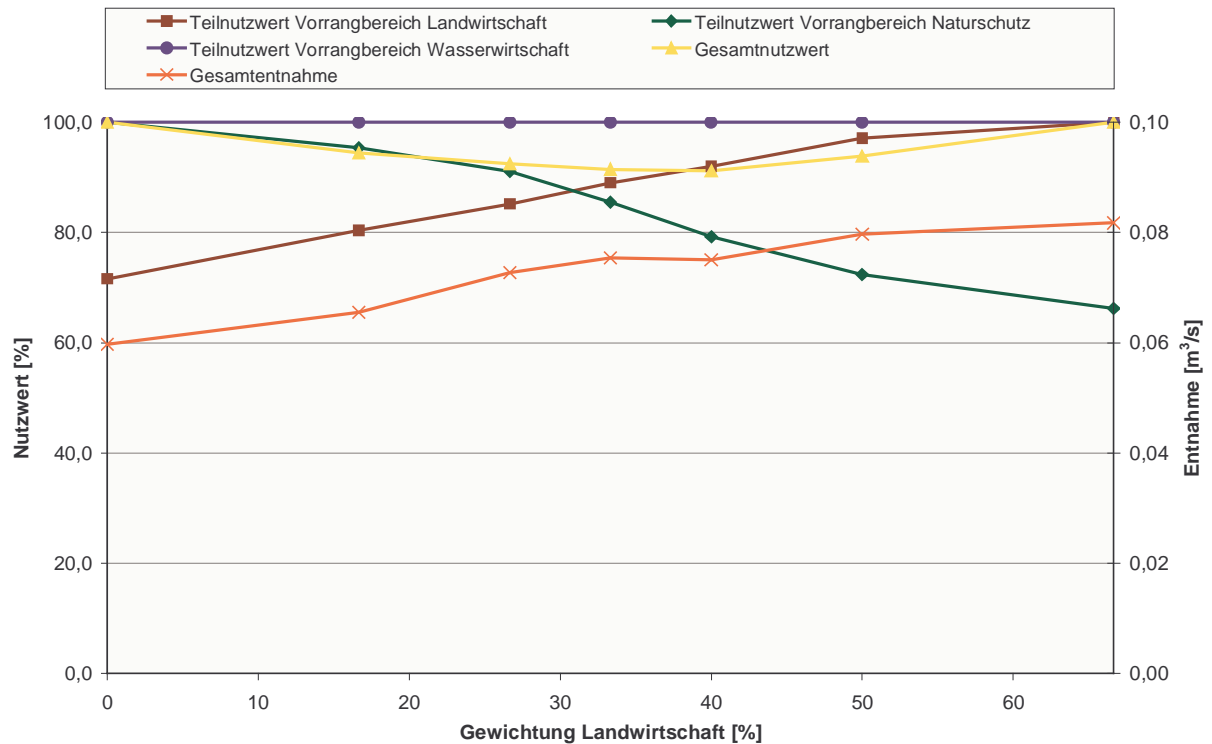


Abb. 7.1: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und freier Gesamtentnahme

Aus der Zusammenstellung der 7 Optimierungsläufe in obiger Abbildung und den detaillierten Ergebnissen kann man folgende Schlüsse ziehen:

- Die Gesamtentnahme steigt mit steigender Gewichtung des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft, da dieser sein Optimum bei größeren Flurabständen hat.
- Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft steigt mit steigender Gewichtung. Analog dazu sinkt der Schwerpunktbereich Naturschutz bei sinkender Gewichtung des Schwerpunktbereichs Naturschutz.
- Der Gesamtnutzwert ist tendenziell am schlechtesten, wenn alle Schwerpunktbereiche mit ähnlichem Gewicht optimiert werden sollen. Bei einer Gewichtung von 0% für einen der Schwerpunktbereiche erreicht der Gesamtnutzwert 100%, da die Pumpraten für den entsprechenden anderen Schwerpunktbereich optimal gewählt werden können.
- Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Wasserwirtschaft bleibt konstant bei 100%.

7.5.6.2 Variation der Gewichtung bei vorgegebener Gesamtentnahme

Es werden nun verschiedene Gesamtentnahmen vorgegeben. Die erste Rate ist 50 l/s und somit etwas tiefer als die ermittelte Rate bei freier Optimierung und 66,67% Gewichtung des Naturschutzes. Die Aufgabe ist nun die Gesamtentnahme von 50 l/s optimal auf die beiden Brunnen zu verteilen.

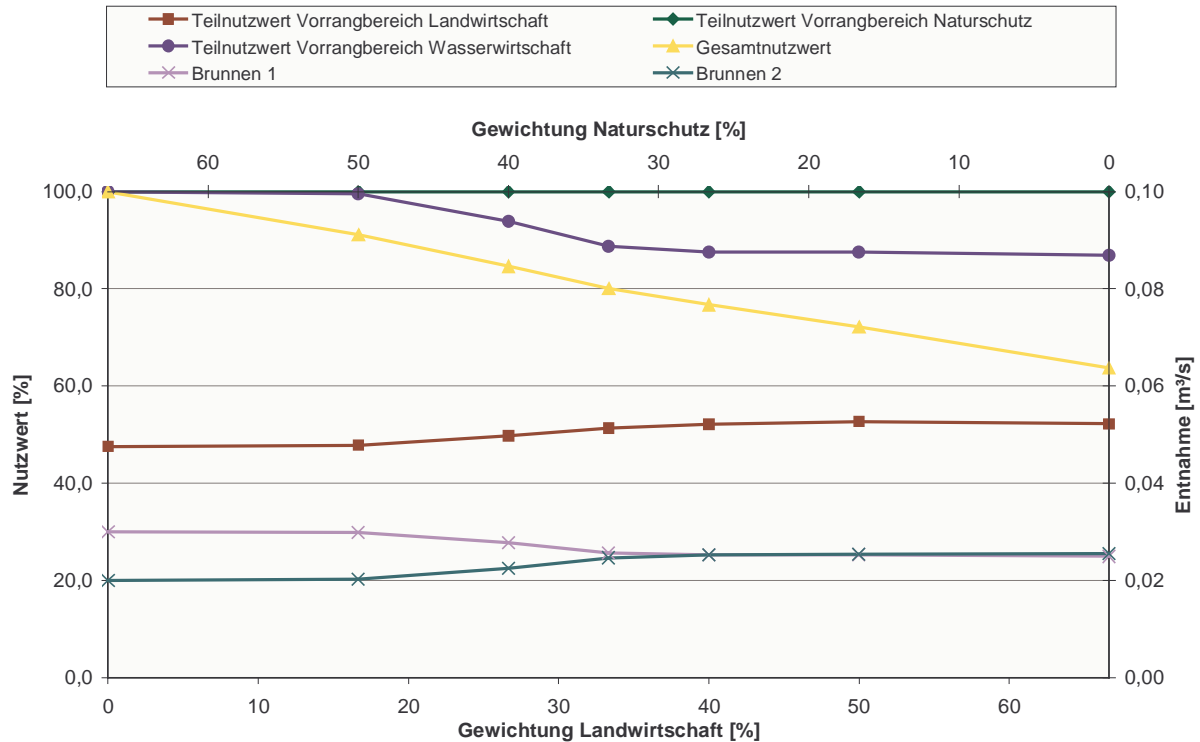


Abb. 7.1: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$

Es können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die vorgegebene Gesamtentnahme ist so gering, dass eine Optimierung nahezu unmöglich ist. Der Schwerpunktbereich Naturschutz bleibt konstant trotz Variation des Gewichtungsfaktors zwischen 0 und 66,67% auf einem Teilnutzwert von 100%, der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft steigt geringfügig von 47,5% auf 52,2%, damit ist der Gesamtnutzwert nicht aussagekräftig.
- Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Wasserwirtschaft sinkt von 100% auf 86,9% bei steigender Gewichtung des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft. Offensichtlich ist ein ausgeglichenes Verhältnis der Entnahmeraten der beiden Brunnen vorteilhaft für den Schwerpunktbereich Landwirtschaft. Für die Wasserversorgung ist es besser, wenn an Brunnen 1 mehr Wasser entnommen wird als an Brunnen 2.

Die zweite vorgegebene Rate ist 90 l/s. Sie ist etwas höher als die ermittelte Rate bei freier Optimierung und 66,67% Gewichtung des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft.

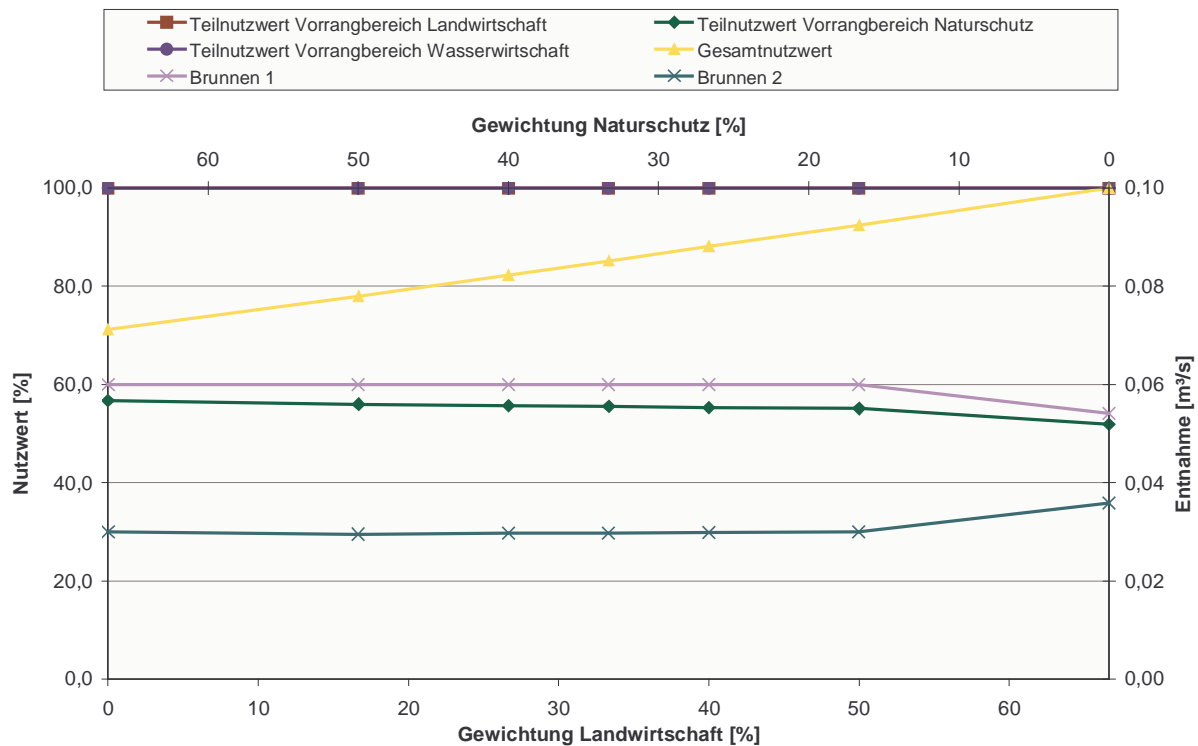


Abb. 7.2: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von $0,09 \text{ m}^3/\text{s}$

Die Schlussfolgerungen sehen folgendermaßen aus:

- Die vorgegebene Gesamtentnahme ist so hoch, dass eine Optimierung nahezu nicht möglich ist. Der Schwerpunktbereich Landwirtschaft bleibt konstant auf einem Teilnutzwert von 100%, der Schwerpunktbereich Naturschutz sinkt geringfügig von einem Teilnutzwert von 56,7% auf 51,9%, damit ist der Gesamtnutzwert nicht aussagekräftig.
- Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Wasserversorgung bleibt konstant bei 100%, eine Optimierung der beiden Pumpraten bei einer Gesamtentnahme von 90 l/s bringt keine Vorteile, deshalb ergeben sich auch keine unterschiedlichen Pumpratenverteilungen für unterschiedliche Gewichtungen der Landwirtschaft bzw. des Naturschutzes.

Die dritte vorgegebene Entnahme liegt zwischen den beiden vorangegangenen Entnahmen bei 70 l/s.

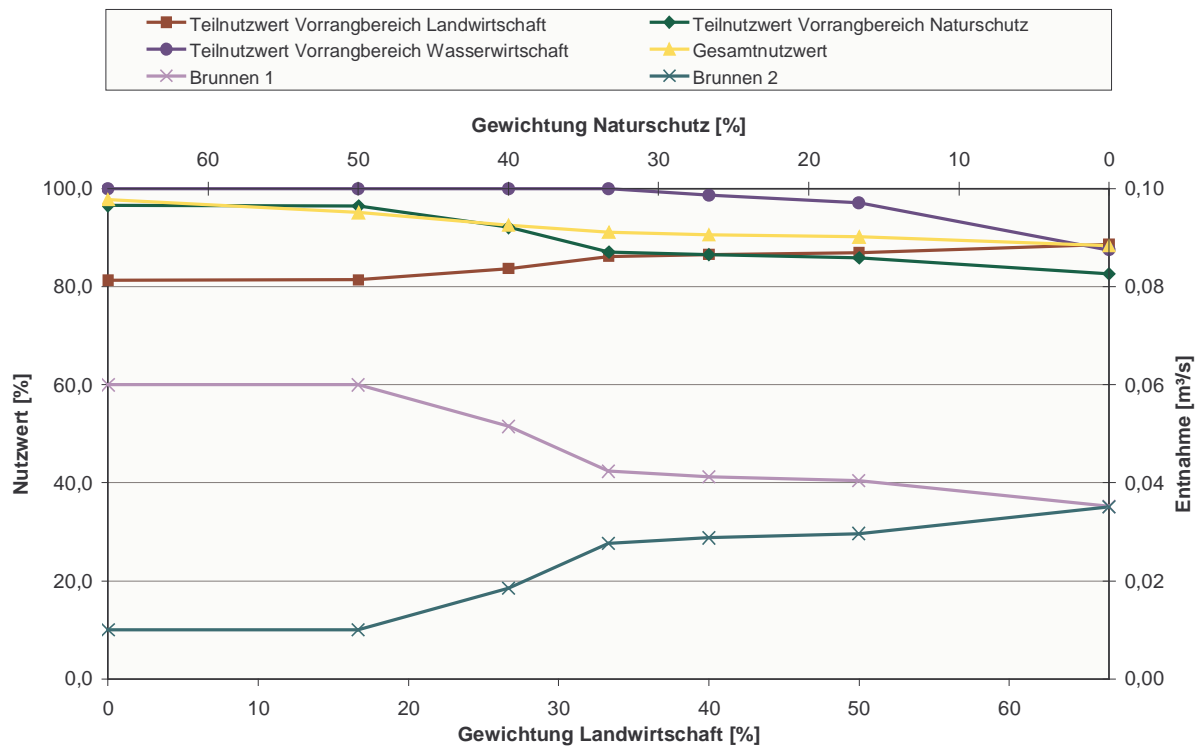


Abb. 7.3: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren und vorgegebener Gesamtentnahme von $0,07 \text{ m}^3/\text{s}$

Es lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Eine Optimierung ist möglich. Der Gesamtnutzwert sinkt von 97,7% auf 88,3 % bei steigender Gewichtung des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft. Die Teilnutzwerte der einzelnen Gruppen steigen generell bei höherer Gewichtung der jeweiligen Gruppe.
- Bei hoher Gewichtung des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft ist das Verhältnis der beiden Brunnenentnahmen ausgeglichen. Damit sinkt aber der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Wasserwirtschaft.
- Bei einer hohen Gewichtung des Naturschutzes wird die Entnahme hauptsächlich auf Brunnen 1 verlegt, der möglichst weit entfernt von den Bewertungsbrunnen des Naturschutzes liegt.

7.5.6.3 Variation der Zielfunktion „Nitrat“ bei freier Gesamtentnahme

Für den Wasserqualitätsparameter „Nitrat“ wird die obere Zielgröße (vgl. Tab. 7.3) von 30,0 mg/l auf 20,0 mg/l verringert, d.h. die Konzentration des Nitrates im Mischwasser darf 20,0 mg/l nicht überschreiten, um noch optimal zu sein. Ansonsten sind alle Parameter gleich wie bei den voran gegangenen Optimierungen. Die Gesamtentnahme ist vom Optimierungssystem frei wählbar.

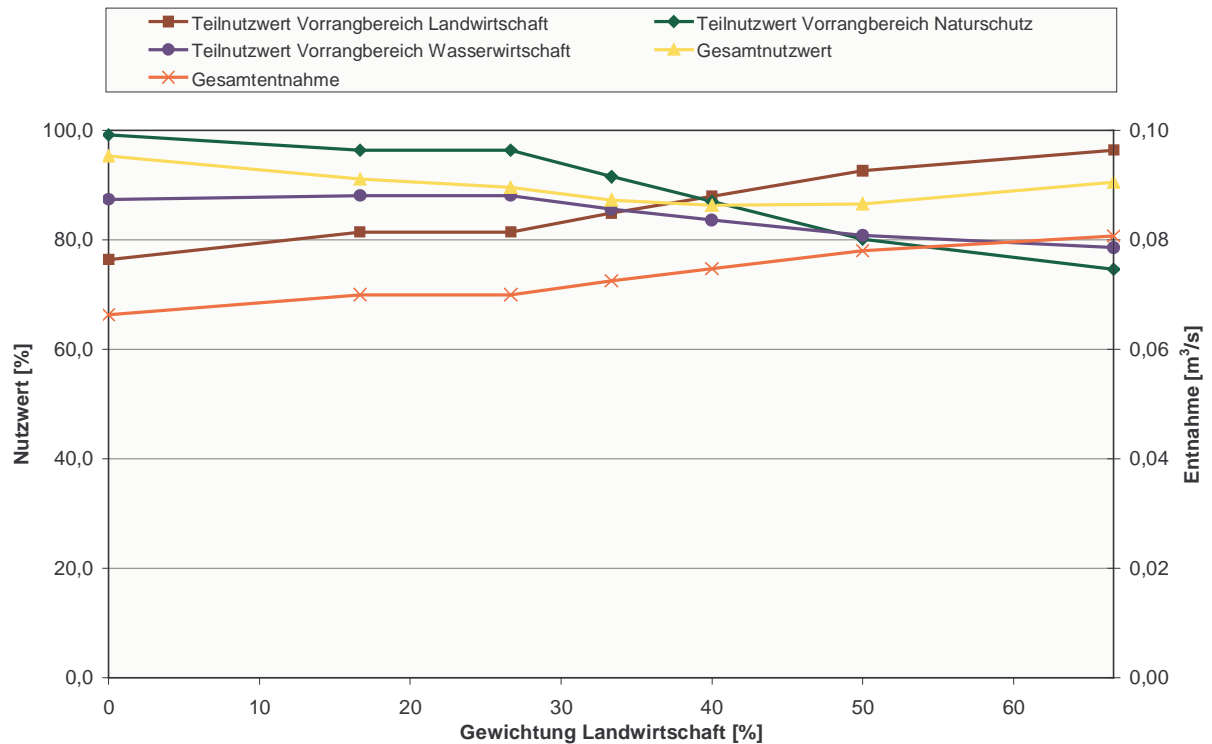


Abb. 7.1: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 4

Vergleicht man die Optimierungsergebnisse, erkennt man ihre sensible Reaktion auf die Veränderung:

- Wird die Gewichtung der Landwirtschaft gesteigert, so erhöht sich die Gesamtentnahme, da größere Flurabstände für die landwirtschaftlichen Bewertungspunkte optimaler sind als eine niedrige Gesamtentnahme.
- Da die Zielfunktion für Nitrat geändert wurde, erreicht die Wasserversorgung nur noch einen Teilnutzwert von 88%, der bei steigender Entnahme abnimmt.
- Keiner der drei Schwerpunktbereiche erreicht nun mehr einen Teilnutzwert von 100%, beim Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft sinkt er um ca. 10-20%. Die Optimierung ist deshalb eher eine Abwägung zwischen allen drei Schwerpunktbereichen geworden.
- Die Bandbreite der Gesamtentnahme bewegt sich in einem engeren Rahmen als dies vorher der Fall war.

7.5.6.4 Variation der Zielfunktion „Naturschutz“ bei freier Gesamtentnahme

Bei der für den Schwerpunktbereich Naturschutz relevanten Zielfunktion (siehe Tab. 7.2) wird die obere Zielgröße von 0,8 m auf 0,6 m verringert, d.h. die Flurabstände an den Bewertungspunkten sollten 0,6 m nicht überschreiten, um noch optimal zu sein. Ansonsten sind alle Parameter identisch zu den vorangegangenen (aber keine Variation der Zielfunktion „Nitrat“).

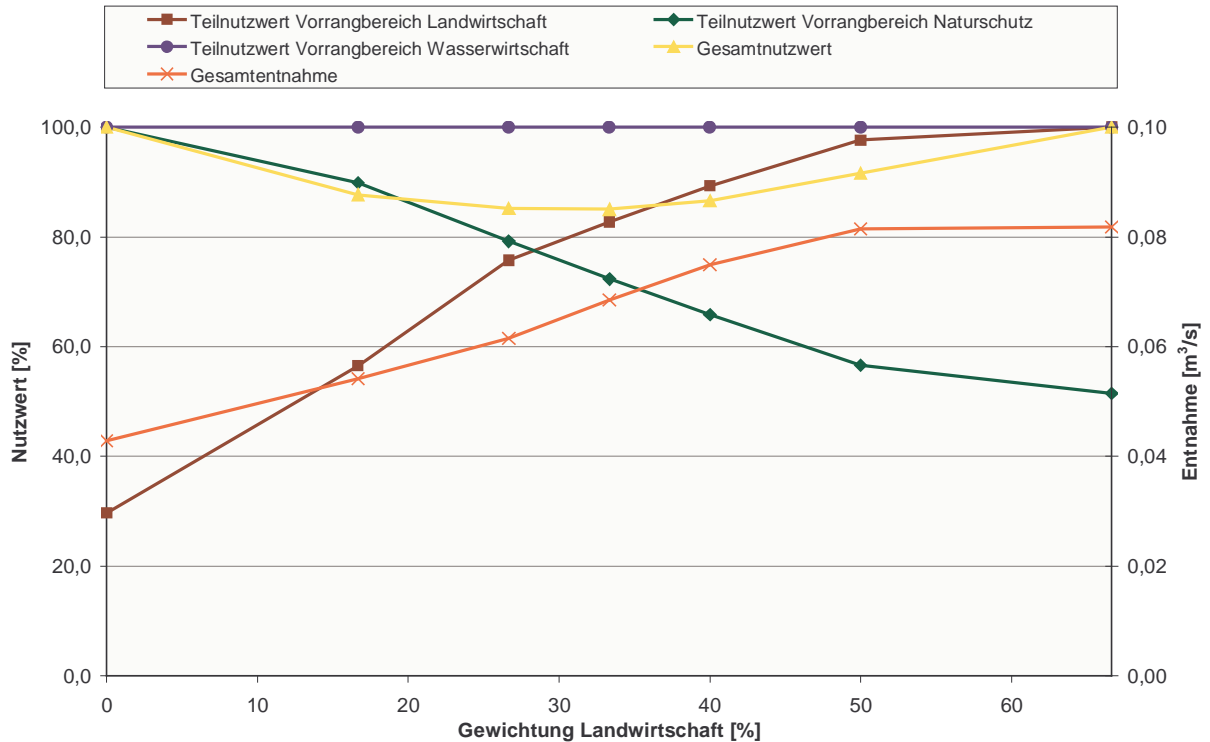


Abb. 7.1: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 1 (Variation 1)

Die Reaktion auf die Veränderung ist ebenfalls unübersehbar:

- Die Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche Landwirtschaft und Naturschutz fallen bei geringer werdender Gewichtung viel stärker ab, die Tiefstwerte sind geringer. Es können dennoch bei beiden Schwerpunktbereichen und entsprechend hoher Gewichtung 100% erreicht werden.
- Die Gesamtentnahme ist generell geringer. Der Maximalwert bleibt jedoch gleich, da sich bei einer maximalen Entnahme von 81 l/s optimale Verhältnisse für die Landwirtschaft ergeben.
- Die Tendenzen der Teilnutzwerte sind erhalten geblieben.

7.5.6.5 Weitere Einschränkung der Zielfunktion „Naturschutz“ bei freier Gesamtentnahme

Bei der für den Schwerpunktbereich Naturschutz relevanten Zielfunktion (siehe Tab. 7.2) wird die untere sowie die obere Zielgröße auf 0,5 m gesetzt, d.h. die Flurabstände des Schwerpunktbereichs müssen exakt 0,5 m sein, um als optimal zu gelten. Ansonsten sind alle Parameter identisch zum vorangegangenen Fall. Mit der Zusammenlegung der oberen und unteren Zielgröße für den Naturschutz ist nur ein optimaler Flurabstand vorhanden. Damit soll getestet werden, wie der Optimierungsalgorithmus auf diese sehr enge Zielvorgabe reagiert.

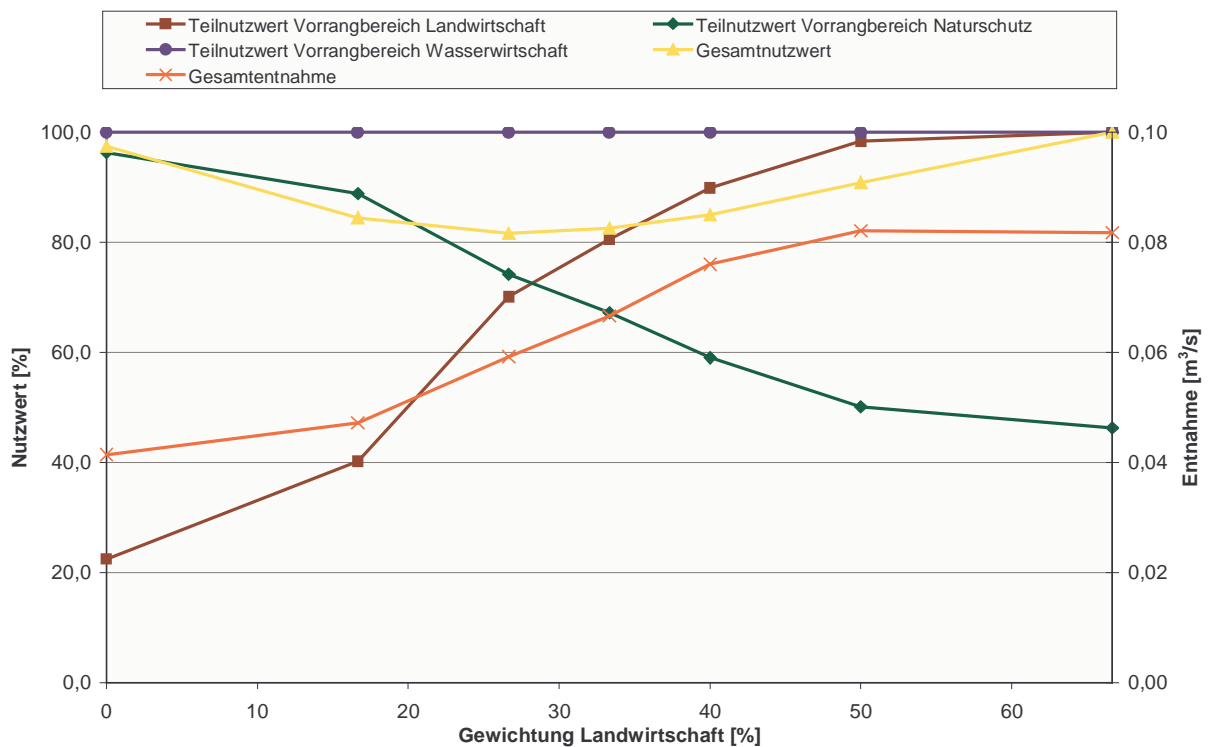


Abb. 7.1: Teilnutzwerte und Entnahme bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, freier Gesamtentnahme und veränderter Zielfunktion 1 (Variation 2)

Es fällt folgendes auf:

- Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Naturschutz erreicht keine 100% mehr. Bei genauerer Analyse ergibt sich bei einer Gewichtung von 66,6%, dass Punkt 1 bei 0,49 m liegt, Punkt 2 bei 0,55 m. Es ist also keine Optimierung auf 100% möglich, da hydraulisch nicht dieselbe Piezometerhöhe an beiden Knoten erreicht werden kann.
- Die Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche Landwirtschaft und Naturschutz fallen noch stärker bei geringer werdender Gewichtung, die Tiefstwerte sind noch extremer (im Vergleich zur vorangegangenen Variation der Zielfunktion „Naturschutz“).
- Die Gesamtentnahme ist noch geringer bei hoher Gewichtung des Schwerpunktbereichs Naturschutz (ebenfalls im Vergleich zur vorangegangenen Variation).

7.5.6.6 Ergebnis der Sensitivitätsuntersuchungen

Als Ergebnis der Sensitivitätsuntersuchung kann zusammengefasst werden:

- Der Gesamtnutzwert ist nicht immer aussagefähig, es sollte nach der Optimierung auch auf die Ergebnisse der Schwerpunktbereiche geachtet werden um festzustellen, wie der Gesamtnutzwert zustande kommt. **Dies wird durch die Einbeziehung von Composite Programming im Anwendungsfall für das Donauried erreicht.** Diese Methode verhindert, dass ein optimales Ergebnis nur für einen Schwerpunktbereich erreicht wird, obwohl eine ausgeglichene Gewichtung gewählt wurde, was nicht im Sinne einer ausgewogenen Optimierung ist.
- Bei vorgegebener Gesamtentnahme ist eine Optimierung nicht immer für alle Bewertungsgrößen möglich, wenn z.B. die Entnahme so hoch oder tief liegt, dass eine Bewertungsgröße den optimalen Bereich gar nicht erreichen kann. Eine Variation der Gesamtentnahme kann hierüber Aufschluss geben.
- Der Gesamtnutzwert ist das Endergebnis eines vom Anwender definierten Bewertungssystems. Das tatsächliche Maximum des Gesamtnutzwerts, welches mit diesem Bewertungssystem und dem Grundwassermodell erreicht werden kann, muss nicht 100% betragen, sondern kann auch deutlich darunter liegen.
- Die Optimierbarkeit eines Systems hängt auch von den hydraulischen Verhältnissen ab. Durch die Entnahme an den verfügbaren Brunnen können nur hydraulisch mögliche Absenkungen eingestellt werden.
- Auch die Wahl der Zielfunktionen entscheidet über die Möglichkeiten einer Optimierung. Werden die optimalen Bereiche zu weit von den überhaupt erreichbaren Werten gewählt, kann eine Optimierung schwierig oder unmöglich werden. Ist die Bandbreite der optimalen Bewertungsgrößen in der Zielfunktion zu klein, dann ist die Optimierung erschwert.

7.6 Anwendung im Donauried

7.6.1 Übersicht

Mit Hilfe des entwickelten und getesteten Optimierungssystems sollen nun die Grundwasserentnahmen der Landeswasserversorgung im Donauried optimiert werden. Dazu wurde in den Kapiteln 5 und 6 ein Bewertungsverfahren für stationäre Verhältnisse entwickelt. Neben dem Bewertungssystem kommt das geeichte und prognosefähige Grundwassermodell für das Einzugsgebiet des Donaurieds zum Einsatz. Die Berechnung erfolgt für stationäre, mittlere Verhältnisse. Die mittlere Neubildung wurde für das Donauried aus langjährig vorliegenden Daten ermittelt. Für die Optimierung der fassungsspezifischen Entnahmen muss zuerst folgendes definiert werden:

- die obere und untere Grenze der Entnahme pro Fassung,
- die Gesamtentnahme aus allen Fassungen,
- die Geländeoberkante und
- die Einstellungen des Optimierungsalgorithmus in PEST.

Die oberen Grenzen der einzelnen Entnahmeraten wurden mit Hilfe des Grundwassermodells bestimmt, in dem die maximale Ergiebigkeit bei gleichzeitigem Betrieb der Fassungen bestimmt wurde. Diese maximalen Förderraten können laut Modell unter den stationären Randbedingungen auf unbestimmte Zeit aus dem Modellgebiet entnommen werden und gewährleisten somit, dass die gewünschte Gesamtentnahme realisierbar ist. Diese Grenzen dürfen nicht mit den Grenzen in Tab. 6.2 verwechselt werden. Hier liegt eine Entnahme aus allen Fassungen gleichzeitig vor, was die maximalen Förderraten der Einzelentnahmen reduziert, da sie sich gegenseitig beeinflussen. Die minimalen Förderraten orientieren sich wiederum an den technischen Randbedingungen.

Tab. 7.1: Grenzen der Entnahme pro Fassung bei stationärer Optimierung (Mittelwasserverhältnisse)

	Minimale Entnahmerate [l/s]	Maximale Entnahmerate [l/s]
Fassung 1	70	426
Fassung 2	50	483
Fassung 3	70	285
Fassung 4	50	132
Fassung 5 Kies	50 (20 ¹⁾)	177
Fassung 6	70	129

¹⁾ Die Mindestentnahme von 50 l/s aus den Kiesbrunnen der Fassung 5 wurde im Projektfortschritt erst vergleichsweise spät festgelegt, nachdem sich bei einem praktischen Versuch gezeigt hatte, dass die bis dahin geltende Mindestförderrate von 20 l/s zu gering angesetzt war. Die nachfolgend aufgeführten Optimierungen wurden vor der Umstellung durchgeführt und beinhalten daher noch die Mindestförderrate von 20 l/s an dieser Fassung.

Bei den Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme sind die für das Donauried relevanten Gesamtentnahmen zu definieren. Die langjährige durchschnittliche Entnahme im Donauried beträgt 940 l/s (1993-2003). Die Entnahme schwankt grob zwischen 700 und 1300 l/s. Bei den Optimierungen wird davon ausgegangen, dass an den Karstbrunnen der Fassung 5 immer 100 l/s entnommen werden. Diese Entnahme wird nicht optimiert und ist deshalb in Tab. 7.1 mit „+100“ bei der Gesamtentnahme gekennzeichnet. Wird nur „Fassung 5“ in Tabellen usw. angegeben, handelt es sich um die im Kiesgrundwasserleiter verfilterten Brunnen. Die Geländeoberkante des Donaurieds schwankt im Modellgebiet zwischen ca. 460 und 440 m. ü. NN, wobei das Modellgebiet von West nach Ost abfällt. Die Geländeinformationen liegen als einzelne Vermessungspunkte vor, aus denen durch Interpolation die Verteilung der Geländehöhen im Untersuchungsgebiet ermittelt wurde. Die Optimierung in PEST lässt sich durch zahlreiche Parameter steuern. Die wichtigsten sind in Tab. 7.2 wiedergegeben.

Tab. 7.2: Einstellungsparameter von PEST (Φ steht für die objective function)

Parameter	Wert
„Maximum number of consecutive failures to lower Φ “	3
„Number of consecutive iterations with minimal parameter change“	4
„Maximum number of optimisation iterations“	10

Anhand dieser Parameter lässt sich das Ende der Optimierung steuern. Die Optimierung wird beendet, wenn:

- die objective function innerhalb von 3 Optimierungsiterationen nicht weiter gesenkt werden kann,
- innerhalb von 4 Iterationen die Parameter sich nur noch minimal ändern oder
- die Gesamtzahl von 10 Optimierungsiterationen überschritten wird.

Dabei ist zu beachten, dass Optimierungsiterationen keinesfalls mit Modellläufen zu verwechseln sind. Eine Optimierungsiteration besteht immer aus mehreren Modellläufen.

Den Optimierungen für stationäre Verhältnisse liegen dieselben Annahmen und Randbedingungen zugrunde, die auch für die Bewertungen in Kap. 6 Anwendung fanden (Gesamtbereitstellung Wasserwerk Langenau = 2162 l/s; Entnahme in Burgberg = 340 l/s; Ausgleich der fehlenden Wasserbereitstellung durch die Entnahme von Donauwasser; mittlere Nitrat- und Härtewerte; u.s.w.). Die Optimierungen sind daher streng genommen auch nur für diese Randbedingungen gültig.

7.6.2 Optimierung ohne festgelegte Gesamtentnahme

Bei der Optimierung ohne festgelegte Gesamtentnahme kann der Optimierungsalgorithmus die Gesamtförderrate frei wählen. Die Grenzen der einzelnen Fassungsentnahmen müssen jedoch eingehalten werden. Daraus folgt, dass das erwartete Ergebnis im Hinblick auf den Gesamtnutzwert das „bestmögliche“ sein sollte. Bei einer freien Optimierung ergibt sich demnach die in Tab. 7.1 dargestellte Entnahmeverteilung.

Tab. 7.1: Entnahmeverteilung für die freie Optimierung [l/s].

	Entnahme [l/s]
Fassung 1	276
Fassung 2	137
Fassung 3	70
Fassung 4	76
Fassung 5 Kies	20
Fassung 5 Karst	100
Fassung 6	82
Gesamt	661+100

Die optimale Gesamtentnahmerate aus dem Kiesgrundwasserleiter unter stationären mittleren Verhältnissen ergibt sich zu 661 l/s, und liegt somit tiefer als die Gesamtmenge, die in der Regel entnommen wird. Allerdings bedeutet dieses Ergebnis auch, dass es für das Gesamtsystem vorteilhafter ist, diese Menge zu entnehmen als kein Wasser oder eine geringere Menge.

Die Entnahmemenge teilt sich dabei ungleichmäßig auf die verschiedenen Fassungen auf. An Fassung 1 liegt die Entnahme bei 276 l/s, das ist die höchste einzelne Fassungsentnahme. Die Entnahme an der Fassung 1 beeinflusst vor allem den Flurabstand unter Flächen der Wertstufe Landwirtschaft 1 im Zustrombereich zur Fassung sowie in geringerem Maße den Flurabstand unter nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft. Für die Teilnutzwerte dieser beiden Gruppen sind tiefere Grundwasserstände von Vorteil.

Für die Fassung 2, die vollständig von den Flächen mit den nitratreichen Deckschichten im Schwerpunktbereich der Wasserwirtschaft umgeben ist, ergibt sich eine optimale Bewirtschaftung von 137 l/s. Dass die optimale Förderrate nicht höher liegt, liegt daran, dass diese Fassung im direkten Zustrombereich des Schwerpunktbereichs Naturschutz Wertstufe 1 liegt, wo oberflächennahe Grundwasserstände erforderlich sind. Die vom Optimierungssystem vorgeschlagene Entnahmerate ist als Kompromiss zwischen den sich widersprechenden Anforderungen zu verstehen.

Die Entnahme an Fassung 3 liegt optimalerweise bei ihrer Mindestförderrate. Dies ist auf die im Abstrom gelegenen Flächen im Schwerpunktbereich Naturschutz Wertstufe 2 zurückzuführen. Die dort erwünschten hohen Grundwasserstände können nur erreicht werden, wenn aus der Fassung 3 vergleichsweise wenig Wasser entnommen wird.

Die Entnahme an Fassung 4 wird mit 76 l/s etwa in der Mitte zwischen minimaler und maximaler Entnahme gewählt und stellt einen Kompromiss zwischen den Anforderungen an den Flurabstand im Umfeld und dem für die Wasserversorgung bedeutenden Kostenaspekt dar. Wie in Kap. 6.4 gezeigt wurde, sind aus landwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht auch höhere Entnahmeraten sinnvoll.

Für die Kiesbrunnen der Fassung 5 ergibt sich eine optimale Entnahmerate von 20 l/s (vgl. Fußnote zu Tab. 7.1), was dem minimalen Wert entspricht. Ausschlaggebend ist auch hier wie im Fall der Fassung 3 die direkte Nachbarschaft der Fassung zu naturschutzrelevanten Flächen der Wertstufe 2. Gleichzeitig spricht insbesondere der hohe Nitratgehalt des Rohwassers dieser Fassung (zwischen 1988 und 2000 im Mittel 47 mg/l) gegen eine höhere Entnahme.

Die optimale Förderrate der Fassung 6 beträgt 82 l/s. Limitierend auf die Entnahme an dieser Fassung wirkt sich die Präsenz der südlich daran anschließenden Naturschutz Wertstufe 2-Fläche aus.

Der Gesamtnutzwert sowie die Teilnutzwerte ergeben sich bei freier Optimierung wie in Tab. 7.2 dargestellt.

Tab. 7.2: Zielerfüllungsgrade und Nutzwerte für die freie Optimierung (MW)

Zielebene	Kriterium (Wertstufe)	Zielerfüllungsgrad/ Teilnutzwert/ Gesamtnutzwert [%]
3	Reduzierung der Nitratkonzentration im Mischwasser	100
	Reduzierung der Gesamthärte im Mischwasser	100
	Vermeidung von Nitrat-Auswaschungen	40
	Minimierung der entstehenden Kosten	48
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft Wertstufe 1	69
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft Wertstufe 2	48
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft Wertstufe 3	37
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Landwirtschaft Wertstufe 4	49
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz Wertstufe 1	57
	Optimale Flurabstände im Schwerpunktbereich Naturschutz Wertstufe 2	38
2	Teilnutzwert Wasserwirtschaft	78
	Teilnutzwert Landwirtschaft	57
	Teilnutzwert Naturschutz	50
1	Gesamtnutzwert	58

Der Gesamtnutzwert der freien Optimierung für stationäre Verhältnisse (MW) beträgt 58%. Der mit Hilfe des Optimierungssystems bestimmte Gesamtnutzwert ist damit der größte im Vergleich zu den systematischen Entnahmevariationen aus Kap. 6. Dies zeigt, dass eine optimierte Entnahmeverteilung sogar noch größere Gesamtnutzwerte liefert als keine Entnahme aus dem Donauried. Das Gesamtergebnis stellt sich für die einzelnen Nutzer aber unterschiedlich dar. Die Wasserversorgung erreicht das beste Ergebnis mit 78%, der Naturschutz weist einen Teilnutzwert von 50% auf, dazwischen liegt die Landwirtschaft mit 57%.

Im Schwerpunktbereich der Wasserwirtschaft ergibt sich ein sehr heterogenes Ergebnis. Die Bewertungsgrößen "Minimierung der Nitratkonzentration" und "Minimierung der Gesamthärte" erreichen jeweils 100%. Die Bewertungsgrößen der Gruppen "Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten" und "Minimierung der Kosten" erreichen allerdings nur 40 bzw. 48%. Diese Heterogenität der Zielerfüllungsgrade hat allerdings keine negativen Auswirkungen auf den Teilnutzwert für die Wasserwirtschaft, da Composite Programming nur auf Zielebene 2 angewandt wird. Die gute Bewertung der Nitratkonzentration bzw. Gesamthärte war zu erwarten, da das Optimierungssystem die Fassungsentnahmen frei wählen kann und die vergleichsweise hohe Gewichtung der einzelnen Bewertungsgrößen der Wasserwirtschaft dann dazu führt, dass sich optimale Mischungskonzentrationen ergeben. Die Bewertungsgrößen der "Minimierung der Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten" befinden sich im direkten Umfeld der Fassungen, so dass für diese Gruppe hohe Entnahmen eher positiv sind. Da aber die Gesamtentnahme von 661 l/s vergleichsweise gering ist, erhält diese Gruppe eine eher schlechte Bewertung. Die Bewertungsgröße "Minimierung der Kosten" erreicht "nur" einen Teilnutzwert von 48%, dies ist etwas überraschend, da das Optimierungssystem die Entnahme an Fassung 4 (von der der Zielerfüllungsgrad direkt abhängt) frei wählen kann und die Gruppe mit 6% eine vergleichsweise hohe Gewichtung am Gesamtnutzwert besitzt. Offensichtlich ist aber eine höhere Entnahme an Fassung 4 von deutlichem Vorteil für die Bewertungsgrößen in den Schwerpunktbereichen Naturschutz und Landwirtschaft.

Im Schwerpunktbereich der Landwirtschaft ist das Ergebnis homogener verteilt als bei der Wasserwirtschaft. Die ZEG erreichen Werte zwischen 69 und 37%. Positiv ist dabei das gute Abschneiden der Gruppe "Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 1". Diese wichtigste Gruppe für die Landwirtschaft (Gewichtung: 0,5) mit der flächenmäßig größten Ausdehnung erreicht den besten Zielerfüllungsgrad von 69%, der deutlich über dem bei Nullentnahme (Tab. 6.1) liegt. Lediglich der Teilnutzwert der Gruppe "Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 3" fällt mit 37% etwas zurück. Die verbleibenden beiden ZEG liegen knapp unter 50%. Gegenüber der Nullentnahme ergibt sich ein um 3 Prozentpunkte höherer Teilnutzwert.

Im Schwerpunktbereich des Naturschutzes ergeben sich durch die Optimierung vergleichsweise gute Zielerfüllungsgrade. Die Gruppe "Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 1", welche für die Bewertung der weitaus größten Fläche innerhalb des Schwerpunktbereichs Naturschutz verantwortlich ist und zudem die größere Gewichtung hat

($g = 0,6$), wird mit einem ZEG von 57% sehr gut bewertet (Nullentnahme: 44%). Die Gruppe "Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 2" erreicht mit 38% den höchsten ZEG aller Bewertungen in Kap. 6. Der Teilnutzwert für den Naturschutz liegt insgesamt um 9 Prozentpunkte höher als bei Nullentnahme. Die optimierte Entnahme hat damit ihre größten positiven Auswirkungen auf die Ansprüche des Naturschutzes.

7.6.3 Optimierungen bei vorgegebener Gesamtentnahme

Die Optimierung erfolgte nun für eine vorgegebene Gesamtentnahme, d.h. der Optimierungsalgorithmus kann die Gesamtentnahme nicht mehr frei wählen, sondern muss eine optimale Verteilung auf die Fassungen finden. Die Optimierung erfolgte zum einen für eine Entnahme von 1000 l/s sowie für 700 l/s und 1300 l/s. Damit wurde eine große Bandbreite der möglichen Entnahmen im Donauried abgedeckt.

Die optimierten Entnahmeverteilungen können Tab. 7.1 entnommen werden.

Tab. 7.1: Entnahmeverteilung für die Optimierung der vorgegebenen Gesamtentnahmen von 700, 1000 und 1300 l/s.

	Entnahme [l/s]		
Fassung 1	291	417	426
Fassung 2	85	209	326
Fassung 3	70	70	239
Fassung 4	64	69	59
Fassung 5 Kies	20	20	21
Fassung 5 Karst	100	100	100
Fassung 6	70	115	129
Gesamt	600+100	900+100	1200+100

Vergleicht man zunächst das Ergebnis der Optimierung für eine Gesamtentnahme von 700 l/s mit der freien Optimierung, so erkennt man in etwa Fassungsentnahmen wie bei der freien Optimierung. Diese Gesamtmenge ist bei der vorgegebenen Entnahme um 61 l/s geringer. An Fassung 1 wird wiederum die höchste Menge entnommen, gefolgt von den Entnahmen an den Fassungen 2 und 6. An den Fassungen 3 und 5 wird wieder die minimal mögliche Menge entnommen und an der Fassung 4 wird ca. die Hälfte der möglichen Menge entnommen.

Bei der Steigerung der Gesamtentnahme von 700 l/s auf 1000 l/s werden die Entnahmen an Fassung 1 und 6 fast bis auf den maximalen Wert gesteigert. Diese Fassungen sind, wie in Kap. 6.4 erläutert, diejenigen mit den geringsten negativen Auswirkungen auf den Gesamtnutzwert bei einer Entnahmesteigerung. Die optimale Entnahme bei freier Optimierung liegt hier bereits relativ hoch (276 l/s bzw. 82 l/s). Um aber die Differenz von zusätzlichen 300 l/s aus dem Donauried zu entnehmen, reicht die Steigerung der Entnahmen an diesen beiden Fassungen nicht aus. Deshalb wird die Entnahme an Fassung 2 um den verbleibenden Betrag gesteigert. Ihre Entnahme war bereits bei der freien Optimierung mit 137 l/s vergleichsweise hoch. Dass diese höhere Entnahme keine allzu negativen Auswirkungen hat, liegt

daran, dass die Bewertungsgrößen der Gruppe "Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 1" im Schwerpunktbereich Naturschutz erst bei höheren Entnahmen an der Fassung 2 nachhaltig beeinträchtigt werden. Mit diesen Steigerungen der Entnahmen im Vergleich zur freien Optimierung ist es möglich 1000 l/s aus dem Donauried zu entnehmen, ohne den Gesamtnutzwert allzu stark abzusenken.

Soll nun die Gesamtentnahme von 1000 l/s auf 1300 l/s gesteigert werden, müssen die Entnahmen an weiteren Fassungen erhöht werden. Die Entnahmen an Fassung 1 und 6 waren bereits nahe der maximalen Entnahmen, sie werden nun auf die jeweils maximale Entnahme gesetzt, was aber lediglich eine zusätzliche Menge von 23 l/s bringt. Die verbleibenden 277 l/s zu den angestrebten 1300 l/s werden dann durch eine Steigerung der Entnahmen an Fassung 2 und 3 erreicht. An ihnen werden nun 326 l/s bzw. 239 l/s entnommen, wobei die Entnahmesteigerung an der Fassung 3 größer ist als an der Fassung 2. Die Veränderungen der Entnahmen an den Fassungen 4 und 5 sind untergeordnet.

Aus den vorgestellten 4 Optimierungsergebnissen ergibt sich eine Priorität bezüglich der Entnahmesteigerungen an den Fassungen bei steigender Gesamtentnahme, die als generelle Empfehlung für die Bewirtschaftung des Donaurieds unter den oben genannten Randbedingungen abgeleitet werden kann. Zunächst sollte die Entnahme an Fassung 1 gesteigert werden. Anschließend an Fassung 6 und 2. Bei einer weiteren Erhöhung der vorgegebenen Entnahmemenge muss die Entnahme an Fassung 3 ebenfalls gesteigert werden. Die Entnahme an der Fassung 4 wird mit ca. 60-70 l/s als optimal bewertet und nur leicht variiert. Eine Entnahme an Fassung 5 sollte laut Optimierungssystem möglichst vermieden werden.

Für die in Tab. 7.1 gezeigten Entnahmen ergeben sich die in Tab. 7.2 dargestellten Nutzwerte.

Tab. 7.2: Nutzwerte für die Optimierung der vorgegebenen Gesamtentnahmen von 700, 1000 und 1300 l/s

Zielebene	Kriterium (Wertstufe)	700 l/s	1000 l/s	1300 l/s
3	Reduzierung der Nitratkonzentration	100	70	17
	Reduzierung der Gesamthärte	100	100	100
	Vermeidung von Auswaschungen	32	54	78
	Minimierung der Kosten	72	62	82
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 1	69	70	71
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 2	47	53	41
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 3	37	38	38
	Optimale Flurabstände Landwirtschaft 4	52	36	1
	Optimale Flurabstände Naturschutz 1	56	56	45
	Optimale Flurabstände Naturschutz 2	40	27	9
2	Teilnutzwert Wasserwirtschaft	81	74	69
	Teilnutzwert Landwirtschaft	56	59	53
	Teilnutzwert Naturschutz	50	45	31
1	Gesamtnutzwert	58	56	46

Zunächst wird der Gesamtnutzwert betrachtet, dieser ist bei der Gesamtentnahme von 700 l/s mit 58% mit dem Gesamtnutzwert bei freier Optimierung identisch. Der Gesamtnutzwert nimmt bei einer Steigerung der Entnahme dann aber kontinuierlich bis auf 46% ab.

Bei einer Gesamtentnahme von 1000 l/s ist er mit 56% noch vergleichsweise hoch. Vergleicht man dieses Ergebnis mit den Ergebnissen aus Kapitel 6, in dem durch systematische Variation eine verbesserte Entnahmeverteilung entwickelt wurde (Tab. 6.2), so zeigt sich, dass durch die Anwendung des Optimierungssystems der Gesamtnutzwert um weitere 7% gesteigert werden kann. Theoretisch kann der Gesamtnutzwert zwischen 0 und 100% schwanken. **Aufgrund der hydraulischen Verhältnisse, die sich mit der Entnahme beeinflussen lassen, variiert der Gesamtnutzwert aber nur zwischen 21 und 58%. Andere Gesamtnutzwerte lassen sich mit keiner Entnahme erzielen.**

Analysiert man die Teilnutzwerte der drei Nutzergruppen, so wird klar, woher das deutliche Abfallen des Gesamtnutzwerts bei der Steigerung der Entnahme von 1000 l/s auf 1300 l/s rührt. Es sinken alle Teilnutzwerte. Die größte Differenz weist mit 14% der Naturschutz auf. Zu beachten ist, dass die Landwirtschaft den höchsten Teilnutzwert bei einer Entnahme von 1000 l/s erreicht. Der Teilnutzwert für die Wasserwirtschaft fällt kontinuierlich von 81% auf 69%, ist aber für alle drei Optimierungen der jeweils höchste Teilnutzwert.

Die einzelnen ZEG haben nicht immer die gleiche Tendenz wie die zugehörigen Teilnutzwerte innerhalb des Schwerpunktbereichs. Im Schwerpunktbereich der Wasserwirtschaft beispielsweise steigt der Teilnutzwert „Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten“ erwartungsgemäß mit zunehmender Gesamtentnahme. Dieser Teilnutzwert kann aber das Absinken des Zielerfüllungsgrads für die „Minimierung der Nitratkonzentration im Mischwasser“ bei steigender Entnahme von 100% auf 17% nicht kompensieren, und da die verbleibenden Teilnutzwerte relativ konstant bleiben, sinkt der Teilnutzwert für die Wasserwirtschaft ab. Der Zielerfüllungsgrad für die „Minimierung der Kosten“ hat keinen eindeutigen Trend.

Innerhalb des Schwerpunktbereichs der Landwirtschaft ist der Trend ebenfalls nicht eindeutig, die Gruppe „Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 2“ erreicht ihren maximalen Teilnutzwert wie der Schwerpunktbereich bei einer Entnahme von 1000 l/s. Dagegen sinkt der Teilnutzwert der Gruppe „Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 4“ von 52% auf 1% stark ab. Aufgrund der geringen Gewichtung dieser Wertstufe ($g = 0,05$) überträgt sich das Ergebnis jedoch nicht auf den Teilnutzwert für die Landwirtschaft. Die verbleibenden beiden Zielerfüllungsgrade bleiben annähernd konstant.

Im Schwerpunktbereich Naturschutz ist die Tendenz eindeutig. Bei steigender Gesamtentnahme fallen beide Teilnutzwerte ab. Innerhalb der Wertstufe 1 um 11%, bei Wertstufe 2 sogar um 31%.

7.6.4 Sensitivitätsstudie für den Aufbau des Bewertungssystems

Aufgrund der Mitarbeit zahlreicher Fachleute wie Biologen und Wasserwirtschaftler sowie von Naturschutz- und Bauernverbänden bei der Ermittlung der Bewertungsgrößen und Zielfunktionen kann die Datenbasis, die diesem Anwendungsfall zugrunde liegt, als sehr umfangreich angesehen werden. Letztendlich münden alle Erkenntnisse dieser Fachleute in der Entwicklung des hier genutzten Bewertungssystems. Aber nicht bei jedem Untersuchungsraum kann eine solch umfangreiche Grundlage vorausgesetzt werden. Deshalb soll nachfolgend untersucht werden, inwieweit das Bewertungssystem vereinfacht werden kann, um es auch anderen Interessenten nutzbar zu machen. Dazu soll die vorhandene Datengrundlage in drei betrachteten Fällen sukzessive vereinfacht werden. Die Auswirkungen dieser Vereinfachung werden an den Entnahmeverteilungen sowie den Nutzwerten ermittelt, die sich für eine Optimierung bei vorgegebener Gesamtentnahme von 1100 l/s ergeben.

Im ersten Fall wird das komplexe Zielsystem (Tab. 7.1) gemäß Tab. 7.1 vereinfacht. Es erfolgt nun keine differenzierte Gewichtung mehr innerhalb der Schwerpunktbereiche Landwirtschaft und Naturschutz.

Tab. 7.1: Vereinfachtes Zielsystem des Anwendungsfalls.

Zielebenen mit Gewichtungsfaktoren				
1	2	g	3	g
Optimierung des Gebietswasserhaushalts im Wassergewinnungsgebiet Donauried	Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	0,33	Minimierung der Nitratkonzentration im Mischwasser	0,3
			Minimierung der Gesamthärte im Mischwasser	0,3
			Vermeidung von Ausw. aus nitratreichen Deckschichten	0,2
			Minimierung der Kosten	0,2
	Schwerpunktbereich Landwirtschaft	0,33	Optimierung der Flurabstände	1,0
	Schwerpunktbereich Naturschutz	0,33	Optimierung der Flurabstände	1,0

Im zweiten Fall werden die in Kap. 5.3 dargelegten Zielfunktionen des Anwendungsfalls nach Tab. 7.2 vereinfacht.

Tab. 7.2: Vereinfachte Zielfunktionen des Anwendungsfalls

Schwerpunktbereich	Kriterium	GFA _{min}	GFA _{opt1}	GFA _{opt2}	GFA _{max}
Landwirtschaft	Nutzung: Acker / Bodentyp: Mineralisch	0,6	1,0	-	-
	Nutzung: Acker / Bodentyp: Moor	0,7	1,1	1,2	2,0
	Nutzung: Grünland / Bodentyp: Mineralisch	0,3	0,6	-	-
	Nutzung: Grünland / Bodentyp: Moor	0,4	0,7	1,1	2,0
Naturschutz	Vegetationsstrukturen N1-N10	-0,7	-0,2	0,2	1,2
	Nutzungsformen /-intensitäten U1-U8 / A	0,0	0,2	0,7	1,0
Wasserwirtschaft	Minimierung der Nitratkonzentration*	-	-	22,0	27,0
	Minimierung der Gesamthärte*	-	-	13,5	13,8
	Vermeidung von Auswaschungen	1,0	1,0	-	-
	Minimierung der Gesamtkosten*	-	-	0,05	0,1

* Zielfunktion wie im komplexen Zielsystem

Im Schwerpunktbereich Landwirtschaft erfolgt nun lediglich eine Unterscheidung in zwei Nutzungstypen, Acker und Grünland. Die Zielfunktionen für diese Nutzungstypen sind weiterhin nach dem Bodentyp unterteilt. Diese vier Zielfunktionen sind dann jeweils ein ungefährer Mittelwert der bislang verwendeten zahlreichen komplexen Zielfunktionen. Im Schwerpunktbereich Naturschutz werden zwei Zielfunktionen definiert, eine für die Vegetationsstrukturen und eine für die Nutzungsformen bzw. -intensitäten. Diese sind ebenfalls ungefähre Mittelwerte der jeweiligen komplexen Zielfunktionen dieses Bereichs. Im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft wird bei der Gruppe Vermeidung von Auswaschungen aus nitratreichen Deckschichten nun lediglich eine Zielfunktion als Mittelwert der bisherigen zwei Zielfunktionen definiert.

Der dritte Fall ist eine Kombination der Fälle eins und zwei, d.h. sowohl das Zielsystem, als auch die Zielfunktionen sind vereinfacht.

Eine Optimierung mit Hilfe der vereinfachten Bewertungssysteme sowie zum Vergleich eine Optimierung mit Hilfe des komplexen Ausgangsfall wurden durchgeführt. Die optimale Entnahmeverteilung kann Tab. 7.3 entnommen werden.

Tab. 7.3: Entnahmeverteilung für die Optimierung mit Hilfe der drei vereinfachten Bewertungssysteme sowie zum Vergleich mit Hilfe des komplexen Bewertungssystems.

	Entnahme [l/s]				Fall 1 bis 3 - Vergleich	
	Fall 1	Fall 2	Fall 3	Vergleich	[l/s]	[%]
Fassung 1	426	426	426	418	+8	2
Fassung 2	279	271	241	300	-59	25
Fassung 3	76	72	85	70	+15	20
Fassung 4	67	74	74	64	+10	14
Fassung 5 Kies	23	27	45	20	+25	125
Fassung 5 Karst	100	100	100	100		
Fassung 6	129	129	129	127	+2	2
Gesamt	1100	1099	1100	1099		

Für alle drei Fälle mit vereinfachtem Bewertungssystem erkennt man, dass die generelle Verteilung der vorgegebenen Gesamtentnahme auf die Fassungen erhalten geblieben ist. Im Detail allerdings sind Unterschiede zu finden, die im Hinblick auf die Ergebnisse der instationären Optimierung in Kap. 10 nicht zu unterschätzen sind.

Die Entnahmen für Fall 1 liegen am nächsten am Vergleichsfall, die Vereinfachung des Zielsystems hat lediglich eine Reduktion der Entnahme von rund 20% an Fassung 2 zur Folge. Bei Fall 2 liegen die Entnahmen schon etwas weiter von denen des Vergleichsfalls entfernt. Die Entnahmen an den Fassungen 4 und 5 werden jeweils um ca. 10 l/s gesteigert. Die Entnahme an Fassung 2 wird geringer gewählt als beim Vergleichsfall. Betrachtet man die Entnahmen des Fall 3, werden Schwächen des stark vereinfachten Bewertungssystems deutlich. Die Entnahme an Fassung 2 wird viel zu tief gewählt, die Entnahme an Fassung 5 dafür

mehr als verdoppelt und auch die Entnahme an Fassung 3 wird erhöht. Die Teilnutzwerte für diese Entnahmeverteilungen sind in Tab. 7.4 wiedergegeben.

Tab. 7.4: Nutzwerte für die Optimierung mit Hilfe der drei vereinfachten Bewertungssysteme sowie zum Vergleich mit Hilfe des komplexen Bewertungssystems

Zielebene	Kriterium	Nutzwert [%]			
		Fall 1	Fall 2	Fall 3	Vergleich
3	Wasserwirtschaft: Minimierung der Nitratkonz. im Mischwasser	55	56	52	56
	Wasserwirtschaft: Minimierung der Gesamthärte im Mischwasser	100	100	100	100
	Wasserwirtschaft: Vermeid. v. Ausw. aus nitratr. Deckschichten	66	73	70	68
	Wasserwirtschaft: Minimierung der Kosten	66	52	53	72
	Landwirtschaft: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 1	65,4	71	68,2	71
	Landwirtschaft: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 2		62		52
	Landwirtschaft: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 3		47		37
	Landwirtschaft: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 4		62		28
	Naturschutz: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 1	41,8	56	45,8	51
Naturschutz: Optimierung der Flurabstände innerhalb Wertstufe 2	26		21		
2	Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft	72,7	71,8	70,3	74,7
	Schwerpunktbereich Landwirtschaft	65,4	64,4	68,2	57,8
	Schwerpunktbereich Naturschutz	41,8	44,3	45,8	39,1
1	Gesamtnutzwert	55,8	56,9	58,3	52,7

Generell kann man sagen, dass die vereinfachten Bewertungssysteme den Gesamtnutzwert überschätzen. Je weiter das Bewertungssystem vereinfacht wird, desto höher ist der Gesamtnutzwert. Diese Überschätzung resultiert insbesondere aus dem deutlich höher bewerteten Schwerpunktbereich Landwirtschaft, aber auch aus der höheren Bewertung des Schwerpunktbereichs Naturschutz. Dies ist insofern bedenklich, als dass der Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft in allen drei Fällen niedriger bewertet wird und somit die Differenz der Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche kleiner wird. Dies wiederum erhöht wegen der Verwendung von Composite Programming den Gesamtnutzwert und führt letztendlich dazu, dass die beiden Schwerpunktbereiche Landwirtschaft und Naturschutz nicht mehr mit der gleichen Intensität optimiert werden wie im komplexen Vergleichsfall.

Die durchgeführten Vereinfachungen lassen sich sicherlich nicht schwer verallgemeinern. Aber dennoch zeigt die Untersuchung, dass bei einer Bewertung und Optimierung jeweils dasselbe Bewertungssystem zugrunde gelegt werden sollte. Wird das Bewertungssystem geändert, so sind die Ergebnisse nicht mehr miteinander vergleichbar.

7.7 Zusammenfassung

Das Optimierungssystem für stationäre Verhältnisse wurde auf das Donauried bei mittleren hydrologischen Verhältnissen angewendet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass eine Grundwasserentnahme aus den 6 Fassungen im Kiesaquifer und zuzüglich eine Entnahme aus dem Karstgrundwasserleiter an der Fassung 5 erfolgt. Die Entnahme aus dem Karstaquifer wurde nicht in die Optimierung einbezogen. Hier wurde bei allen Optimierungsbetrachtungen eine Entnahme von 100 l/s angesetzt.

Erfolgt eine Optimierung der Grundwasserentnahme aus den Fassungen des Kiesaquifers im Donauried ohne eine festgelegte Gesamtentnahme, so beträgt die optimale Gesamtwasserentnahme unter den definierten Randbedingungen 661 l/s aus dem Kiesaquifer zuzüglich 100 l/s aus dem Karstaquifer bei Fassung 5. Optimale Verhältnisse im Donauried werden nur dann erreicht, wenn auch eine Entnahme stattfindet. Im Vergleich zur mittleren Entnahme der letzten 11 Jahre, die im Mittel 940 l/s beträgt, liegt die optimale Entnahme um ca. 19% geringer als die tatsächliche mittlere Entnahme. Deutlich größere Unterschiede ergeben sich aber, wenn die mittleren Entnahmen der einzelnen Fassungen mit den optimalen Entnahmen an den einzelnen Fassungen betrachtet werden. Danach müssten die Entnahmen an den Fassungen 3 und 5 deutlich reduziert werden und auf die Fassungen 1, 2, 4 und 6 aufgeteilt werden. Der Gesamtnutzwert einer sogenannten freien Optimierung liegt bei 58,24%. Ein höherer Gesamtnutzwert ist nicht möglich. Den größten Teilnutzwert erhält der Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft gefolgt von der Landwirtschaft und dann dem Naturschutz weil:

- mit einer Entnahme die Nutzwerte der Flächen in der Nähe der Fassungen am besten beeinflusst werden,
- sich die Bewertung von landwirtschaftlichen Flächen bei einer gesteigerten Entnahme verbessert und
- der Teilnutzwert des Naturschutzes sehr stark von den natürlichen Verhältnissen abhängt und eine Entnahme in den meisten Fällen zu einer Verschlechterung des Teilnutzwertes des Naturschutzes führt.

Werden Optimierungsbetrachtungen mit vorgegebenen Gesamtentnahmen von 700 l/s, 1000 l/s und 1300 l/s durchgeführt, so ergeben sich Gesamtnutzwerte, die kleiner sind als bei einer freien Optimierung. Während die Gesamtnutzwerte bei den Gesamtentnahmen von 700 und 1000 l/s noch in der Größenordnung von dem der freien Optimierung liegen, fällt der Gesamtnutzwert bei einer Entnahme von 1300 l/s mit 46,30% deutlich gegenüber den übrigen Betrachtungen ab.

Die Ergebnisse der Optimierungsrechnungen für das Donauried zeigen deutlich, dass die Grundwasserentnahmen noch weiter optimiert werden können. Im Vergleich zu den Gesamtnutzwerten bei systematischer Variation der Grundwasserentnahmen gemäß Kapitel 6 lässt sich bei Anwendung des Optimierungssystems noch eine deutliche Steigerung der Gesamtnutzwerte feststellen.

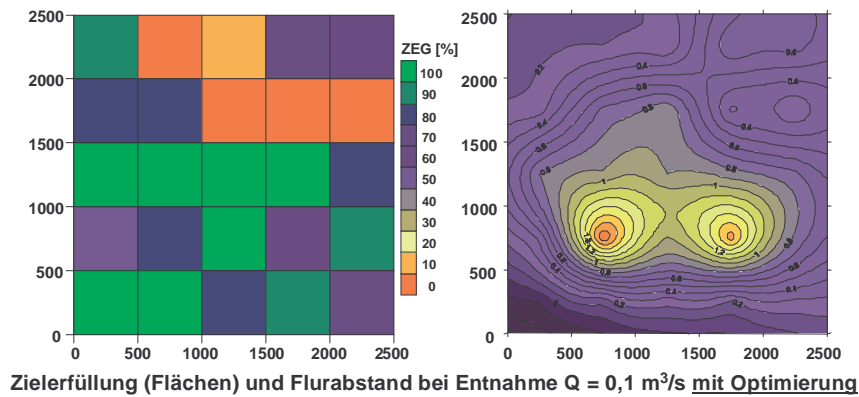
Wird die Steigerung der Entnahme von 700 auf 1300 l/s im Hinblick auf die Verteilung der Entnahmen auf die einzelnen Fassungen analysiert, so zeigt sich, dass bis 1000 l/s die zusätzliche Entnahme an den Fassungen 1 bis 6 erfolgen sollte. Da dies bei Entnahmen von 1000 l/s nicht vollständig ausreicht, muss auch an der Fassung 2 mehr Wasser entnommen werden. Bei einer Entnahmesteigerung von 1000 l/s auf 1300 l/s muss dieses zusätzliche Wasser an den Fassungen 2 und 3 entnommen werden, wobei die Entnahme an der Fassung 3 mehr gesteigert werden sollte als an der Fassung 2. Die Optimierungen bestätigen grundsätzlich die bereits in Kap. 6 gewonnenen Erkenntnisse. Allein die Fassung 4 schneidet im Zusammenspiel mit den anderen Fassungen anders ab als erwartet.

Im Rahmen der Optimierung für stationäre Verhältnisse der Grundwasserentnahmen im Donauried wurde auch eine Sensitivitätsstudie für die Komplexität des Bewertungssystems durchgeführt. Dabei wurde das Bewertungssystem in drei Schritten vereinfacht. Werden die Schwerpunktbereiche für Landwirtschaft und Naturschutz in ihren Wertstufen nicht weiter unterteilt, ist das Optimierungsergebnis vergleichsweise nahe an dem komplexen Bewertungssystem. Eine Vereinfachung der Zielfunktionen führt dagegen zu einer etwas anderen optimalen Entnahmeverteilung als das komplexe System. Deutlichere Unterschiede ergeben sich in der Bewertung der Optimierungsergebnisse. Mit zunehmender Vereinfachung steigt der Gesamtnutzwert. Dies wird vordringlich durch einen Anstieg der Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche für Landwirtschaft und Naturschutz verursacht. Die Bewertung dieser Nutzungsgruppen wurde im Rahmen der Sensitivitätsuntersuchung vorwiegend vereinfacht. Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereiches Wasserwirtschaft sinkt bei Vereinfachung des Bewertungssystems. Dies betrifft insbesondere den Teilnutzwert für die Kosten.

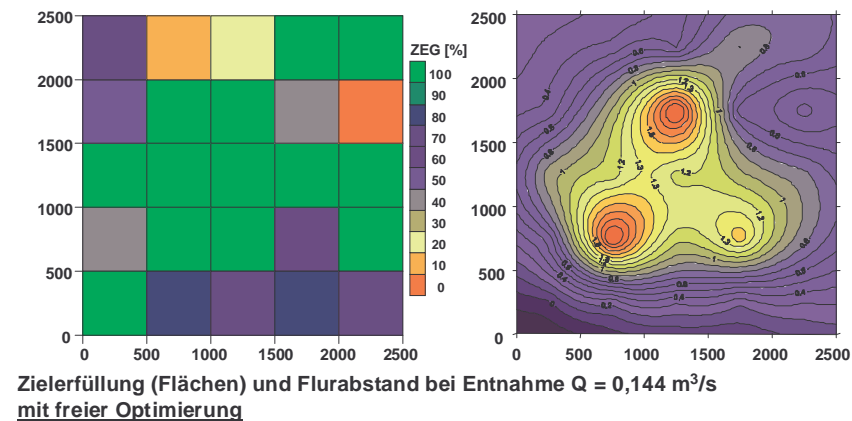
Die unterschiedlichen Ergebnisse bei der Bewertung lassen den Schluss zu, dass eine Bewertung nur dann abgesicherte Aussagen liefert, wenn dasselbe Bewertungssystem angewendet wird. Der Gesamtnutzwert und die Teilnutzwerte geben nur im Vergleich mit anderen Entnahmevarianten Auskunft über eine Veränderung der Nutzwerte.

Berechnungsbeispiel IV/IV (Fortsetzung von S. 145)**Optimierung für $Q = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$**

Des Weiteren wurde die Entnahmeverteilung für $Q = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ mit dem Optimierungsalgorithmus SOLVER optimiert. Das Optimum ergibt sich für $Q_1 = 0,061 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_2 = 0,034 \text{ m}^3/\text{s}$ und $Q_3 = 0,005 \text{ m}^3/\text{s}$ mit einem Gesamtnutzwert von 72,4 % ($I_N = 82,7 \%$, $I_L = 63,7 \%$, $I_W = 74,3 \%$).

**Bestimmung der optimalen Entnahme („freie Optimierung“)**

Während im vorigen Beispiel für eine vorgegebene Gesamtentnahme die Entnahmeverteilung auf die einzelnen Brunnen optimiert wurde, wurden in einer weiteren Variante die optimale Gesamtentnahme und die optimale Entnahmeverteilung bestimmt. Demnach ergibt sich die optimale Bewirtschaftungsstrategie bei einer Gesamtentnahme von $Q = 0,144 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_1 = 0,066 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_2 = 0,020 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_3 = 0,058 \text{ m}^3/\text{s}$). Der Gesamtnutzwert beträgt in diesem Fall 74,6% ($I_N = 70,2\%$, $I_L = 75,9\%$, $I_W = 78,5\%$) (Bild 8e). Alle drei Nutzer erhalten dabei gleichmäßig hohe Teilbewertungen.



8 ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR INSTATIONÄRE VERHÄLTNISSE

8.1 Übersicht

Die Bewertung und Optimierung der Grundwasserentnahmen für stationäre Verhältnisse stellt eine erste Approximation an die Realität dar. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich weder die Zielgrößen noch die Randbedingungen, in die die Grundwasserentnahme eingebettet ist, im Jahresverlauf verändern.

Die stationäre Betrachtungsweise stößt an ihre Grenzen, wenn Fälle betrachtet werden, die erheblich von den stationären Verhältnissen abweichen. Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn aufgrund langanhaltender Trockenheit der Versorgungsgrad der mineralischen landwirtschaftlichen Flächen unter die 40% nFK-Marke abfällt oder Zeiträume betrachtet werden, in denen die Vegetation sehr hohe Grundwasserstände „erwartet“ und sich zu tiefe Grundwasserstände nachteilig auf die Ökologie auswirken. Die stationäre Optimierung kann hier zu fehlerhaften Ergebnissen führen.

Das stationäre Bewertungssystem muss daher an instationäre Verhältnisse angepasst werden. Der Naturhaushalt ist stets dynamisch, so dass eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung nur dann erzielt werden kann, wenn die wesentlichen zeitabhängigen Variabilitäten bei der Optimierung berücksichtigt werden.

8.2 Naturschutz

Die Natur ist kein statisches System, sondern immer von mehr oder minder starken dynamischen Abläufen geprägt, die in den meisten Fällen zyklisch verlaufen. Dies trifft in besonderem Maße auf den Grundwasserstand zu, da es in der Regel nur während des hydrologischen Winterhalbjahres zu einer Grundwasserneubildung kommt. Während der Vegetationsperiode wird der Speicher langsam aufgezehrt und der Grundwasserstand sinkt ab. Pflanzen- und Tierwelt haben sich während der Evolution an diese Bedingungen angepasst, so dass diese Dynamik auch bei der Festlegung von jahreszeitlich optimalen Flurabständen berücksichtigt werden muss.

Die optimalen Flurabstände im Vorrangbereich Naturschutz müssen deshalb an die natürliche Dynamik der Torfgrundwasserstände angepasst werden. Dazu wurden zunächst die vorhandenen Messdaten von Torfmessstellen ausgewertet. Die Datenquantität und -qualität der Torfmesswerte ließ es nicht zu, Jahrgänge für jede einzelne Vegetationsstruktur in der Kernzone oder Nutzungsstruktur in der Pufferzone zu bestimmen.

Um einen Überblick über den mittleren Verlauf der Grundwasserstände innerhalb eines Jahres zu gewinnen, wurden die Messwerte nach Monaten sortiert und in Form von Whisker-Box-Darstellungen in ihrem Jahrgang ausgewertet. Mit Hilfe dieser Darstellungen lassen sich die vorwiegend grundwassergeprägten von den in erster Linie oberflächengewässergeprägten Messstellen abgrenzen. Die Unterscheidung fiel mitunter nicht leicht, da oftmals die Schwankungen des Grundwasserstands von den Beeinflussungen durch Oberflächengewässer überlagert werden. Eine Hilfe zur Unterscheidung bieten Topographische Karten (TK 25), in die die Oberflächengewässer eingetragen sind sowie fundierte Kenntnisse der Situation vor Ort.

Typische Beispiele für vorwiegend durch oberflächliche Einflüsse geprägte Grundwassermessstellen sind die Messstellen 2966 (hier wird Nauwasser in das NSG Langenauer Ried eingeleitet), 2971 (liegt am Zusammenfluss des Ramminger Grenzgrabens und des Landesgrenzgrabens) und 1989 (durch die Baggerseen stabilisiert).

Die grundwassergeprägten Messstellen (z.B. 2308, 4319, 1967,...) zeigen einen typischen Verlauf mit maximalen Grundwasserständen nach Abschluss der Grundwasserneubildungsphase und Tiefstständen in den Spätsommermonaten August und September. Werden die grundwassergeprägten Messstellen auf ihren jeweiligen Mittelwert bezogen (Messwert minus Mittelwert) und überlagert, kann ein für den Torfkörper im Donauried typischer Jahrgang konstruiert werden. Da bei diesem Vorgehen alle Messwerte berücksichtigt werden, also auch von Messstellen mit großen Amplituden oder Extremwerten, wird die Bandbreite innerhalb eines Monats bei einer gebündelten Darstellung naturgemäß ziemlich groß. Zur Charakterisierung der Grundwasserstände wird daher nur der rote Bereich (zentrale 50% der Werte) herangezogen (Abb. 8.1).

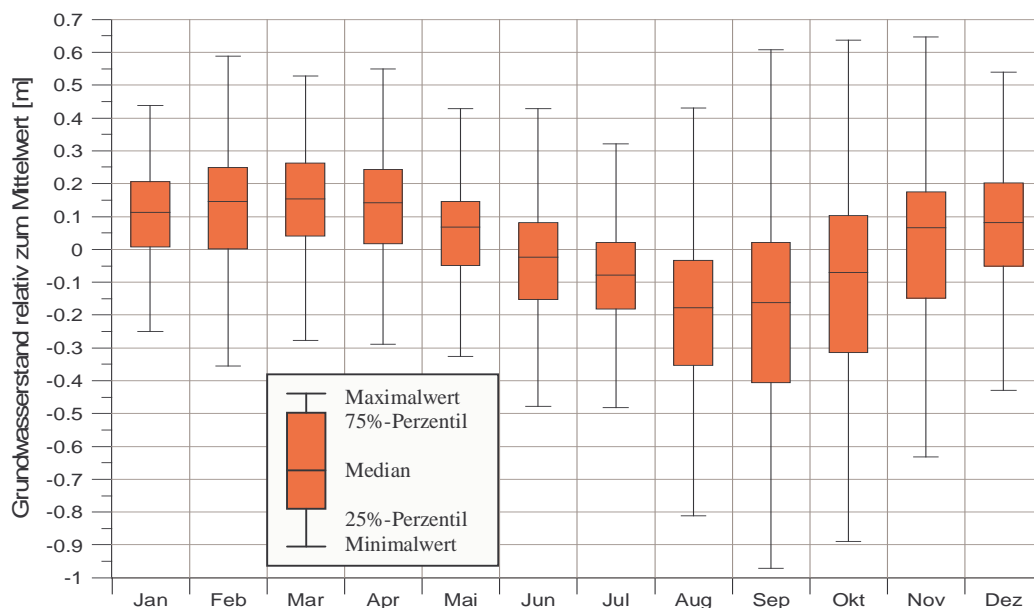


Abb. 8.1: Charakteristischer Verlauf der Torfgrundwasserstände im Donauried

Die Charakteristik dieses Jahrgangs kann bei der Bestimmung der optimalen Flurabstände zugrundegelegt werden, da sie näherungsweise den natürlichen Verlauf des Grundwasserstandes im Torf zeigt. Je nach Vegetationsstruktur muss die Charakteristik jedoch an die

zulässigen Schwankungsbreiten angepasst werden. Es ist ratsam, hierbei Experten (z.B. Diplom-Biologen, Vegetationskundler,...) zu Rate zu ziehen, die über die notwendigen Erfahrungen mit Feuchtgebietspflanzen verfügen. Insbesondere in den trockenen Sommermonaten kann es sonst geschehen, dass Flurabstände als optimal angesetzt werden, welche den Pflanzen nicht zum Überleben gereichen.

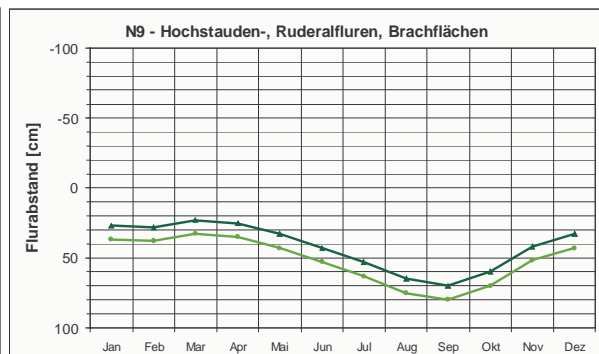
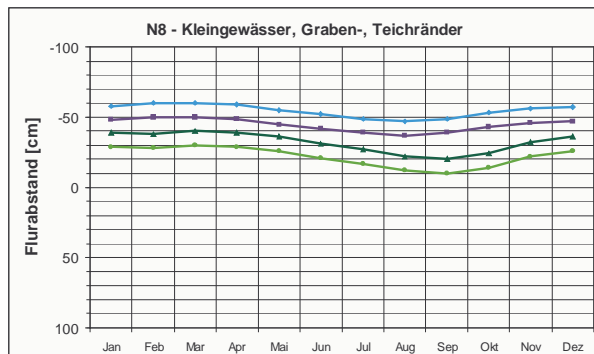
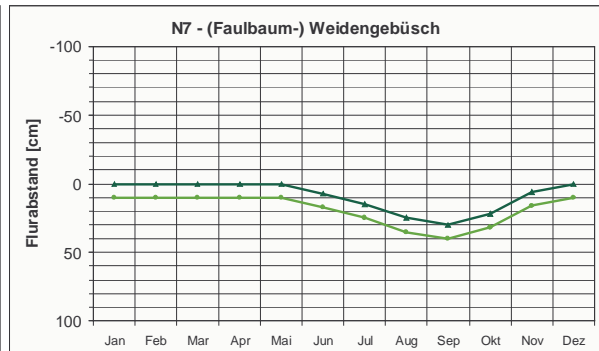
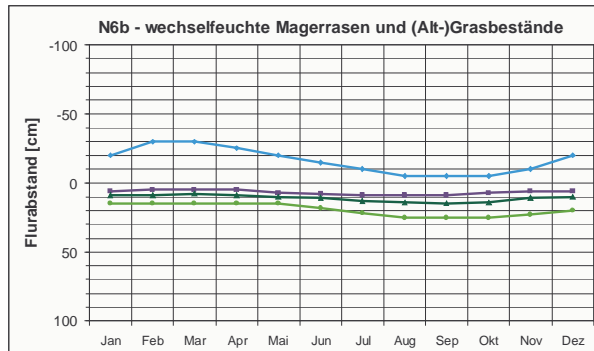
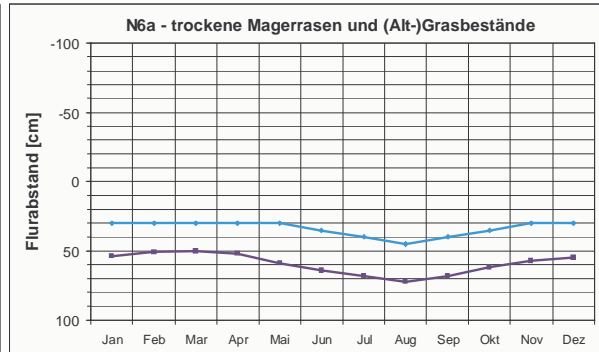
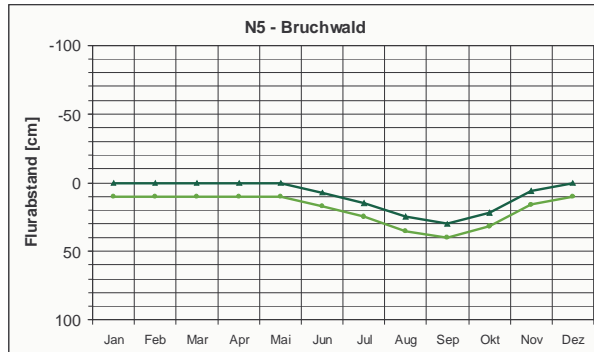
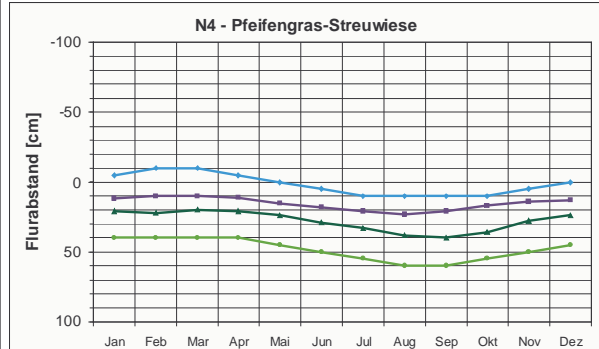
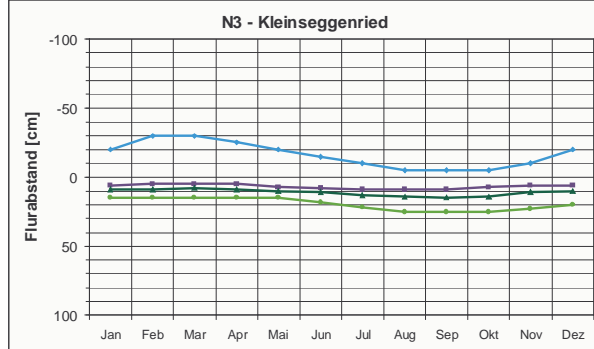
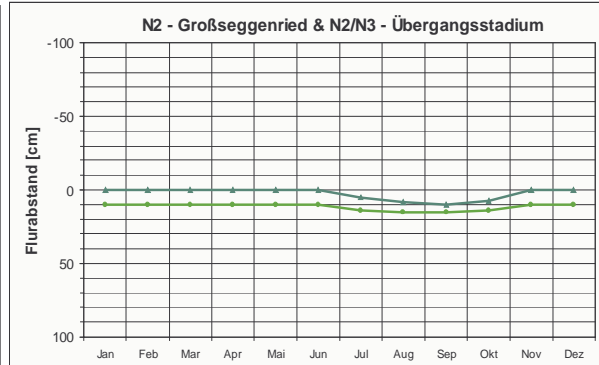
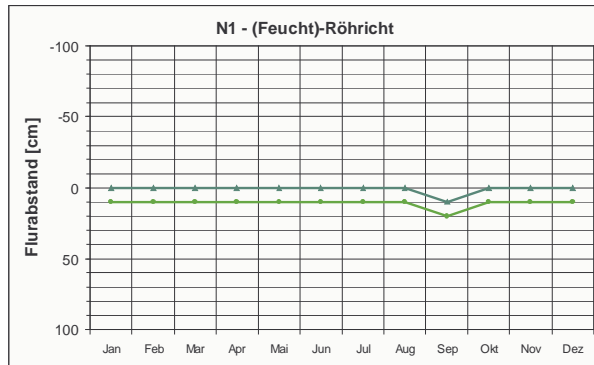
Die „Donauried-Welle“ zeichnet sich durch gleichmäßig hohe Grundwasserstände im gesamten hydrologischen Winterhalbjahr aus. Der Grundwasseranstieg ist im Großen und Ganzen bereits im Dezember abgeschlossen und der hohe Grundwasserstand bleibt bis in den April hinein erhalten. Die Schwankungsbereiche sind mit 20 bis 25 cm gering.

Die Vegetationsperiode ist von einem stetigen Fallen des Grundwasserspiegels bestimmt, der sich bis zum August beständig beschleunigt. Die Medianwerte der einzelnen Monate liegen bis einschließlich Mai über dem Mittelwert, ab Juni dann darunter. Auffällig sind die weiterhin geringen Schwankungsbereiche.

Die tiefsten Werte sind im August und September zu beobachten, wenn die Evapotranspiration ihren Höhepunkt erreicht hat. Je nachdem, wie sich die Witterung in diesem Zeitraum darstellt und wie groß die Evapotranspiration noch ist, können im September noch Wasserstände erreicht werden, die unter denen im August liegen. Daran schließt sich dann eine relativ kurze Wiederanstiegsphase bis November an, die durch vergleichsweise große Amplituden gekennzeichnet ist.

Der ermittelte Verlauf wird durch Messungen, die ESKUCHE (1955) bereits 1952/53 auf anderen Standorten im Donauried bei Herbertingen noch unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen durchgeführt hatte, bestätigt.

Aus diesem Jahrgang und den Eckwerten aus der stationären Bewertung (Tab. 5.1 und Tab. 5.2) wurden die jahreszeitlich variablen optimalen Flurabstände für Vegetationsstrukturen und Nutzungsformen in monatlicher Auflösung generiert. Die Toleranzbereiche der Flurabstände wurden anhand von Literaturdaten und Erfahrungswerten für das Donauried festgelegt (EGLSEER, 2002). Die jahreszeitlichen Verläufe stehen nun für alle 11 Vegetationsstrukturen und 9 Nutzungsformen zur Verfügung (Abb. 8.2).



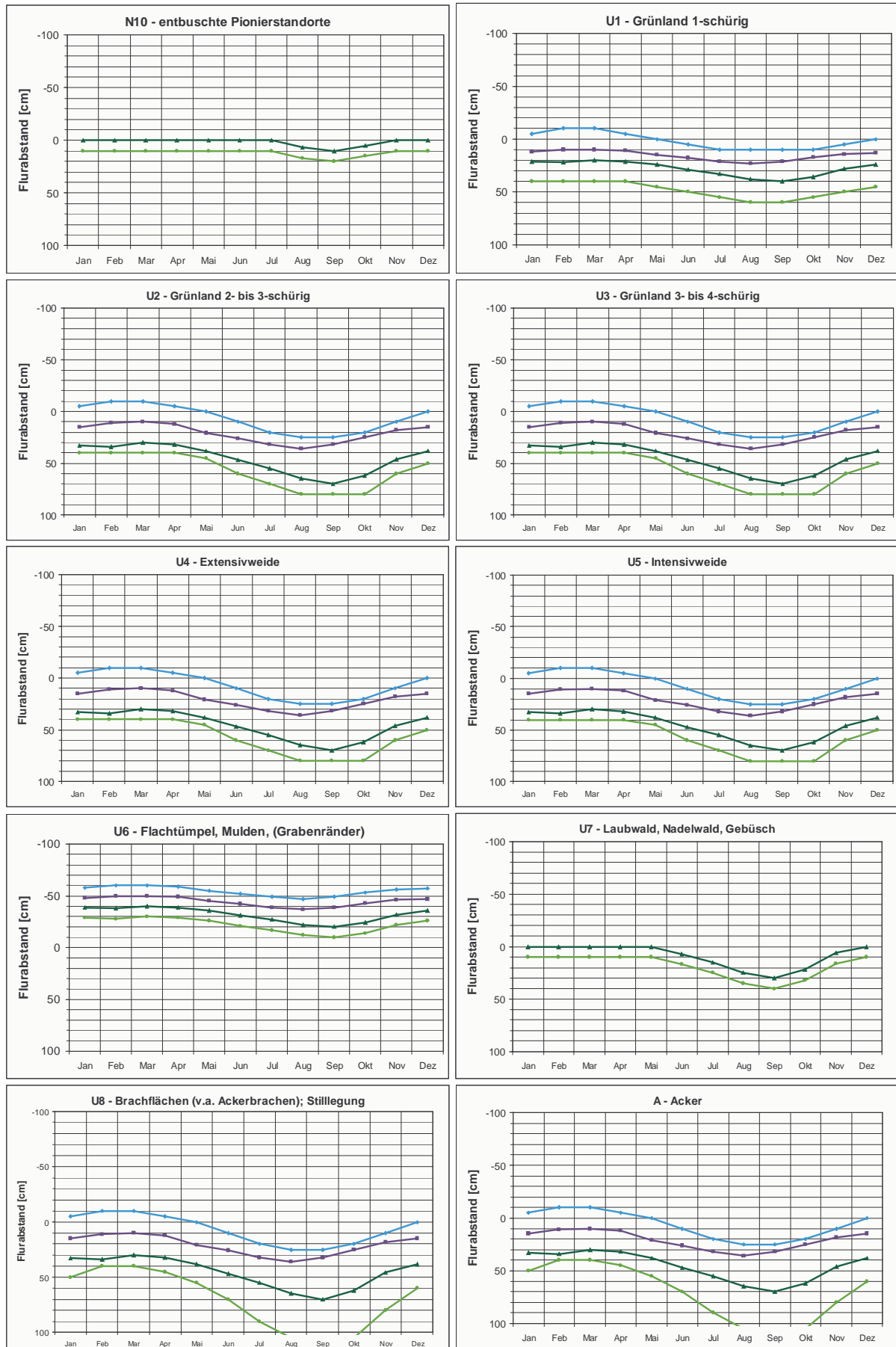


Abb. 8.2: Jahreszeitliche Veränderlichkeit der Zielfunktion für den Naturschutz (hellblau: GFA_{min} ; dunkelblau: GFA_{opt1} ; dunkelgrün: GFA_{opt2} ; hellgrün: GFA_{max})

8.3 Landwirtschaft

Die optimalen Flurabstände für die Landwirtschaft hängen bei den mineralisch-terrestrischen Böden von der aktuellen Bodenfeuchte ab. Kulturpflanzen sind nicht direkt vom Grundwasser abhängig, so wie das bei Feuchtgebietspflanzen der Fall ist. Sie decken ihren Wasserbedarf aus Niederschlagswasser und/oder aufsteigendem Grundwasser. Entscheidend für Kulturpflanzen ist der Versorgungsgrad des Bodens. Anzustreben ist ein Versorgungsgrad zwischen 40 und 80 % der nutzbaren Feldkapazität (vgl. Kap. 4.3.3). Der erforderliche Grundwasserstand richtet sich dann nach dem Versorgungsgrad im Boden.

Sinkt der Versorgungsgrad von mineralischen Böden unter 40% nFK ab (z. B. durch längere Trockenheit im Sommer), dann kann der kapillare Grundwasseraufstieg dazu beitragen, den Bodenwasserspeicher wieder in den optimalen Bereich zurückbringen. Je höher das Grundwasser ansteht, desto mehr Wasser wird in den Bodenraum nachgeliefert. Zur Bestimmung eines optimalen Flurabstands ist daher die Kenntnis des Versorgungsgrads im Boden unerlässlich. Zur Ermittlung des Versorgungsgrads werden die Bodenfeuchte und der Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Saugspannung (Retentionskurve) benötigt. Beides lag zu Beginn des Projektes nicht vor und musste daher erhoben werden (BUBERL, 2002).

Unter den mineralisch-terrestrischen Böden nimmt innerhalb des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft die Bodenformation 16 (tieffumoser, kalkhaltiger Gley aus spätwürmeiszeitlichen, schluffreichen Hochflutsedimenten) die größte Fläche ein (Abb. 8.1). Dieser Boden wird als repräsentativ für die Landwirtschaft auf mineralischen Flächen angesehen (Abb. 8.2).

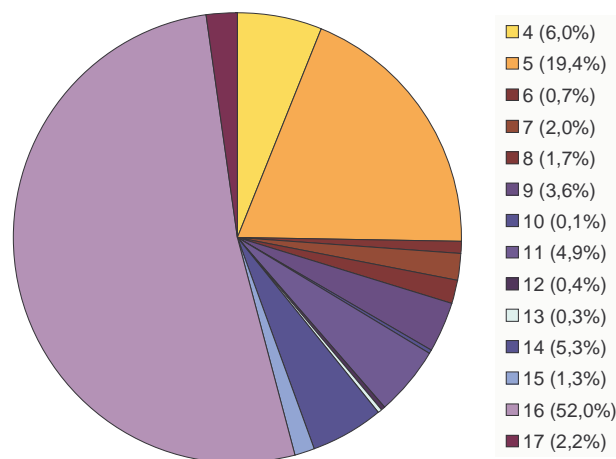


Abb. 8.1: Mineralisch-terrestrische Bodenformationen innerhalb des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft (Kartiereinheiten nach WEINZIERL, 1989)

In diesem Boden wurden zwei Bodenfeuchterohre niedergebracht. Ein Bodenpegel liegt auf einem grundwasserfernen Standort, so dass der Wasserhaushalt allein durch den Niederschlag bestimmt ist. Der andere liegt auf einem grundwassernahen Standort und dient der Erfolgskontrolle bei einer Unterschreitung des 40% nFK-Kriteriums. Weiterhin wurden an den beiden Standorten die Retentionskurven aufgenommen (Abb. 8.3), um aus dem Wassergehalt den Versorgungsgrad berechnen zu können.



Abb. 8.2: Bodenprofilaufnahme am Standort der Bodenfeuchtesonde 36007 (Bodenkartiereinheit 16 nach WEINZIERL, 1989)

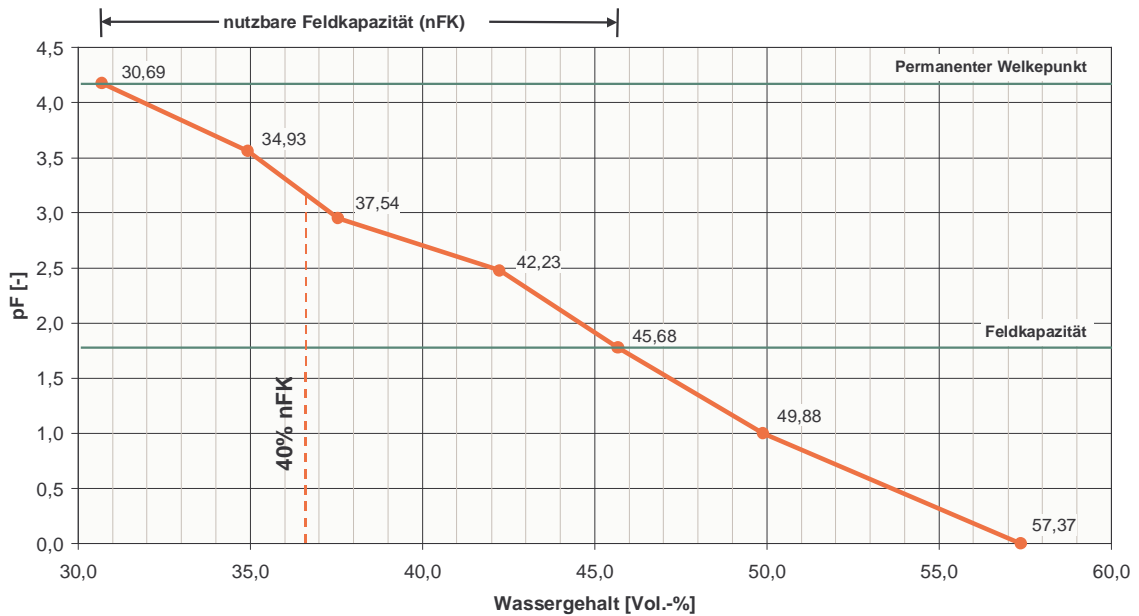


Abb. 8.3: Retentionskurve des repräsentativen Mineralbodens (Oberboden; 0-60 cm Tiefe)

Ein anschauliches Beispiel für die Entwicklung des Versorgungsgrads liefert das niederschlagsarme Jahr 2003, zu dessen Beginn noch sehr feuchte Verhältnisse geherrscht hatten. Bedingt durch die ausbleibenden Niederschläge wurde die 40% nFK-Marke bereits Ende April unterschritten. Zwei Starkregenereignisse konnten den Versorgungsgrad in der Folgezeit nur kurzfristig wieder über diese Marke heben. Eine nachhaltige Erholung des Versorgungsgrades stellte sich erst wieder ab Mitte November ein.

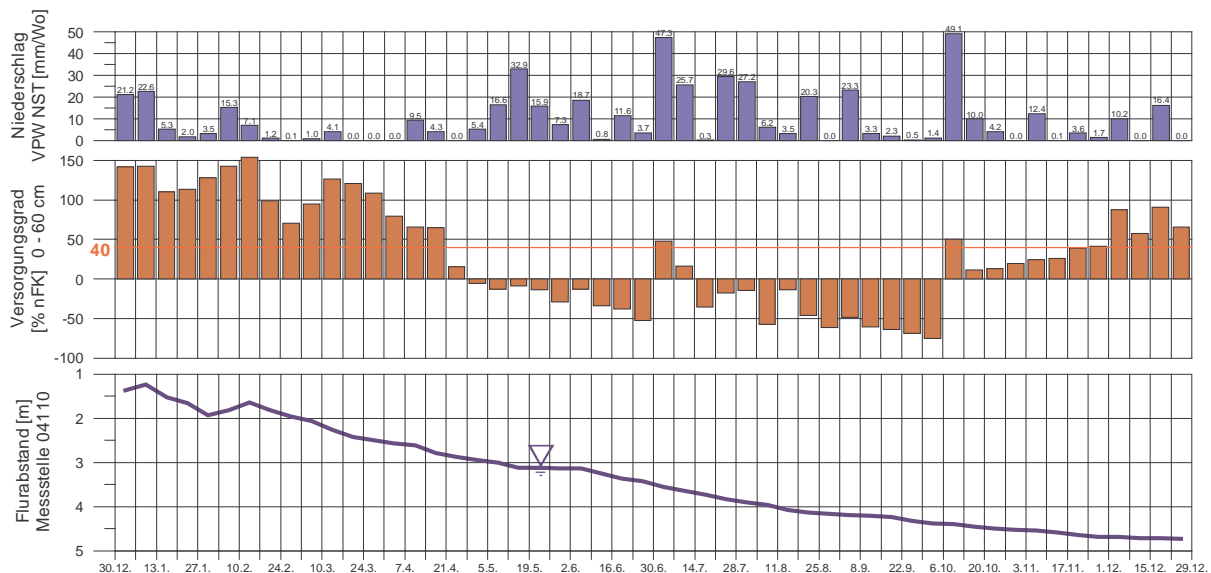


Abb. 8.4: Versorgungsgrad, Niederschlag und Flurabstand im Bereich der Bodenfeuchtemessstelle 36006 im Jahr 2003

Der Flurabstand in der dem Bodenpegel benachbarten Grundwassermessstelle 4110 wurde im Jahresverlauf kontinuierlich größer, so dass der Grundwasserstand im Jahr 2003 keinen Beitrag zur Ergänzung des Bodenwasserhaushalts leisten konnte.

Bei Unterschreitung des 40% nFK-Schwellwerts stellen sich die Zielfunktionen für den Flurabstand wie folgt dar (Tab. 8.1). Im Gegensatz zu den bisherigen Zielfunktionen (Tab. 5.1) ist zu sehen, dass auch für die mineralischen Böden ein oberer optimaler Grenzflurabstand und ein maximaler Grenzflurabstand definiert sind. Die Festlegung erfolgte analog zu den Anmoor- und Niedermoorböden in Kap. 5.3.1.2.

Je nach Bodenformation sind maximale Grenzflurabstände bis zu 2,7 m möglich, im Schnitt liegen sie unter Ackernutzung (auf den mineralischen Standorten vorherrschend) bei ca. 1,8 m unter Flur. Die maximalen Grenzflurabstände sind in Abb. 3.3 flächendeckend dargestellt.

Tab. 8.1: Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Landwirtschaft (Versorgungsgrad <40% nFK)

	Kartiereinheit (n. Weinzierl)	Acker				Grünland			
		GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]	GFA _{min} [cm]	GFA _{opt1} [cm]	GFA _{opt2} [cm]	GFA _{max} [cm]
Mineralische Böden	4	60	100	130	210	30	60	100	190
	5	60	100	150	230	30	60	110	210
	6	60	100	110	110	30	60	80	120
	7	60	100	120	170	30	60	100	200
	8	60	100	150	230	30	60	110	210
	9	60	100	120	170	30	60	100	200
	10	60	100	140	200	30	60	110	160
	11	60	100	130	160	30	60	100	160
	12	60	100	130	160	30	60	100	160
	13	60	100	120	170	30	60	100	200
	14	60	100	160	230	30	60	110	210
	15	60	100	130	170	30	60	100	170
	16	60	100	150	240	30	60	110	210
	17	60	100	150	270	30	60	110	230
Anmoorböden	18	70	110	150	230	40	70	110	210
	19	70	110	150	230	40	70	110	210
	20	70	110	130	170	40	70	100	170
	21	70	110	130	190	40	70	100	190
	22	70	110	120	200	40	70	100	180
	23	70	110	130	190	40	70	100	180
Niedermoorböden	24	70	110	110	110	40	70	110	110
	25	70	110	110	110	40	70	110	110
	26	70	110	110	110	40	70	110	110
	27	70	110	110	110	40	70	110	110
	28	70	110	110	110	40	70	110	110

8.4 Wasserversorgung

Die Bewertungsgrößen der Wasserversorgung stellen sich als zeitunabhängig dar. Weder die Zielfunktionen für die Wasserqualitätsparameter noch für die Betriebskosten weisen eine Abhängigkeit von der Jahreszeit auf.

Auch die Ansprüche an den Flurabstand unter den nitratreichen Deckschichten innerhalb des Schwerpunktbereichs Wasserwirtschaft sind nicht zeitabhängig. Die Auswaschungseffekte sind lediglich von der Tiefenlage bzw. der Mächtigkeit der Torfschicht abhängig, nicht jedoch von Jahreszeit.

Die in Kap. 5.3.1.3 und 5.3.2 gefundenen Zielgrößen sind daher ganzjährig gültig.

9 BEWERTUNG DER BISHERIGEN BEWIRTSCHAFTUNG IM DONAURIED

9.1 Übersicht

Die bisherige Bewirtschaftung des Donaurieds durch die Landeswasserversorgung soll nun mit dem erarbeiteten Bewertungssystem für instationäre Verhältnisse bewertet werden. Dazu wurde der Zeitraum 1993 bis 1999 verwendet. Die hydrologischen Verhältnisse innerhalb dieses Bewertungszeitraumes lassen sich anhand der exemplarischen Grundwasserstandsganglinie der Messstelle Langenau-Simontal in Abb. 9.1 ablesen. Im Betrachtungszeitraum lagen zunächst vergleichsweise hohe Grundwasserstände vor (1994). Am Ende des Jahres 1998 wurden hydrologisch bedingt sehr tiefe Grundwasserstände erreicht.

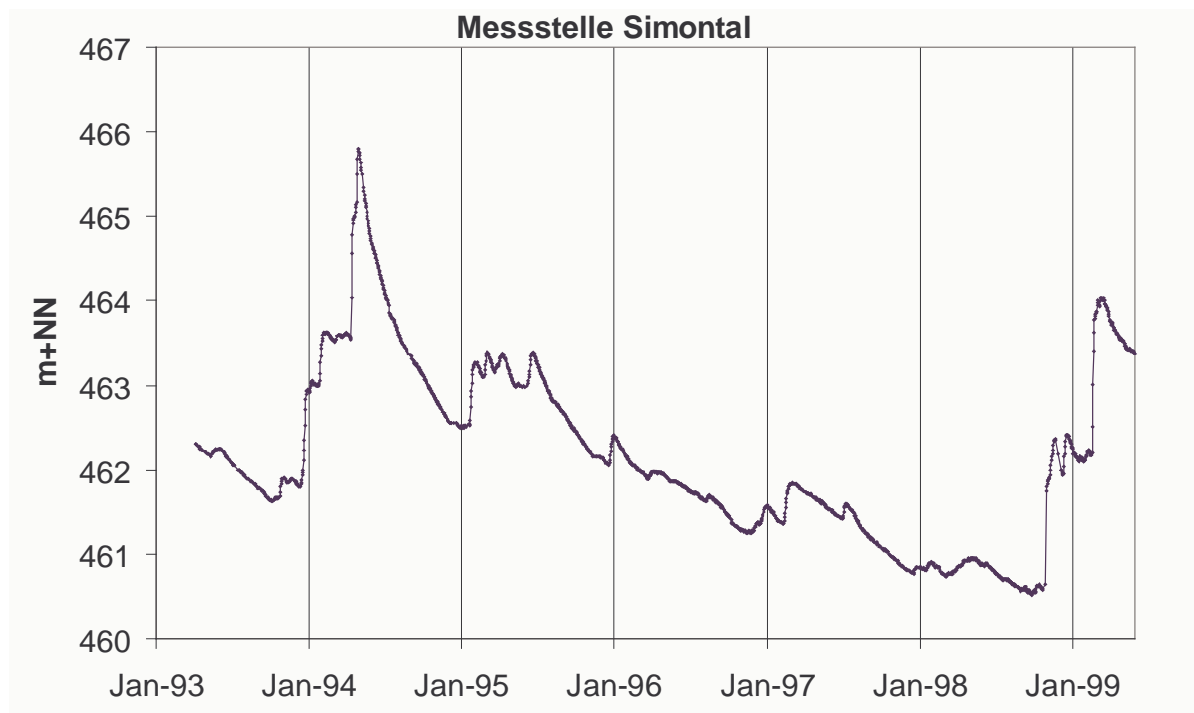


Abb. 9.1: Gemessene Ganglinie der Grundwasserstände an der Messstelle Langenau-Simontal für den Bewertungszeitraum 1993 bis 1999

In einem ersten Schritt wurde versucht, die Bewertung anhand der gemessenen Grundwasserstandsganglinien durchzuführen. Dabei wurde punktuell der gemessene instationäre Grundwasserstandsgang mit den instationären Zielfunktionen, die in Kapitel 8 erarbeitet wurden, verglichen. Die punktuelle Auswertung an allen Messstellen erlaubt jedoch keine umfassende und zusammenhängende Bewertung der Verhältnisse, da die Anzahl der Bewertungsgrößen von der Anzahl der Messungen abhängt. Als zuverlässiges Instrument wird deshalb auch hier auf das Grundwassermodell zurück gegriffen. Das Modell ist instationär geeicht für den Zeitraum von März 1993 bis März 1999 (siehe Kap. 3.5) und kann die

Grundwasserverhältnisse in diesem Zeitraum adäquat wiedergeben. Für diesen Zeitraum liegen auch alle wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen wie Nitratkonzentrationen, Härtewerte, Entnahmemengen usw. vor. Ausgehend von den Verhältnissen im März 1993 mit den tatsächlichen Entnahmemengen und der aus Messdaten generierten Grundwasserneubildung wird die Grundwasserströmung berechnet und der Grundwasserstand zur Bewertung herangezogen. Die Bewirtschaftung des Donaurieds durch die Landeswasserversorgung erfolgte zwischen Mai 1993 und Mai 1999 mit der in Abb. 9.2 gezeigten Weise.

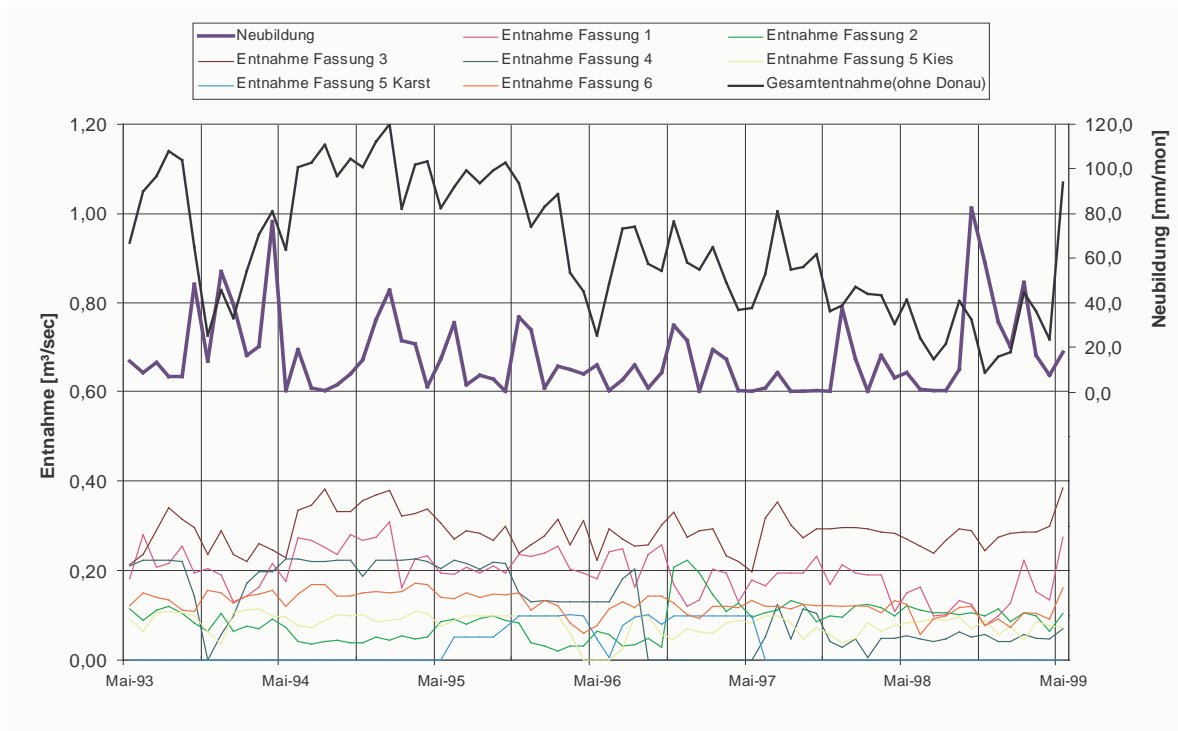


Abb. 9.2: *Bewirtschaftung des Donaurieds durch die Landeswasserversorgung (Entnahmen an den Fassungen 1-6 sowie Gesamtentnahme); aus Messdaten generierte Neubildung*

Man erkennt, dass die Gesamtentnahme aus dem Donauried zwischen 644 l/s im November 1998 und 1200 l/s im Januar 1995 schwankt. Die Neubildung weist im April 1994, sowie im Oktober 1998 mit durchschnittlich 80 mm pro Monat die höchsten Werte auf, auf der anderen Seite gibt es immer wieder Zeitpunkte ohne Neubildung. Vergleicht man die Ganglinien der Grundwasserneubildung und des Wasserbedarfs, sieht man, dass der Wasserbedarf dabei keinesfalls korreliert ist mit dem Wasserdargebot.

9.2 Bewertung anhand gemessener Grundwasserstände

Zur Bewertung der bisherigen Bewirtschaftung wurden zunächst an ausgewählten Grundwassermessstellen die gemessenen Ganglinien mit den im instationären Bewertungssystem ermittelten optimalen Flurabständen verglichen. Abb. 9.1 zeigt die Lage der Grundwassermessstellen in den unterschiedlichen Nutzungsbereichen des Schwerpunktbereichs Naturschutz. Prinzipiell sind die Grundwassermessstellen verhältnismäßig gleichmäßig verteilt. Dennoch fällt auf, dass die Verteilung der Grundwassermessstellen in den einzelnen Nut-

zungsbereichen sehr unregelmäßig ist und es eine große Anzahl von Nutzungsbereichen ohne Grundwassermessstellen gibt. In diesen Bereichen kann deshalb keine Bewertung anhand der gemessenen Ganglinie erfolgen.



Abb. 9.1: Verteilung der Grundwassermessstellen im Schwerpunktbereich Naturschutz; Farben entsprechend Abb. 5.1

Beispielhaft sind für die Messstellen 1966 und 4316 in den Abb. 9.2 und Abb. 9.3 die gemessenen Grundwasserstandsganglinien sowie die in den jeweiligen Monaten optimalen Flurabstände aufgetragen. Für jede Vegetationsstruktur und Nutzungsform gibt es 4 Ganglinien für den Flurabstand, die die saisonal schwankenden Grenzflurabstände kennzeichnen (siehe Kap. 8.2). Blau und grün sind die obere und untere Grenze des Bereiches, in dem der Flurabstand als optimal bewertet wird (GFA_{opt1} und GFA_{opt2}). Liegt der gemessene Grundwasserstand zwischen der grünen und blauen Linie ist der Zielerfüllungsgrad 100%. Die hellgrüne Linie kennzeichnet den maximalen Grenzflurabstand GFA_{max} . Liegt der Grundwasserstand unterhalb der hellgrünen Linie, ist der Zielerfüllungsgrad 0%. Dasselbe gilt für die türkise Linie (GFA_{min}). Grundwasserstände oberhalb der türkisen Linie führen zu einem Zielerfüllungsgrad, der ebenfalls 0% beträgt. In den Übergangsbereichen zwischen türkis und blau bzw. hellgrün und grün wird linear interpoliert.

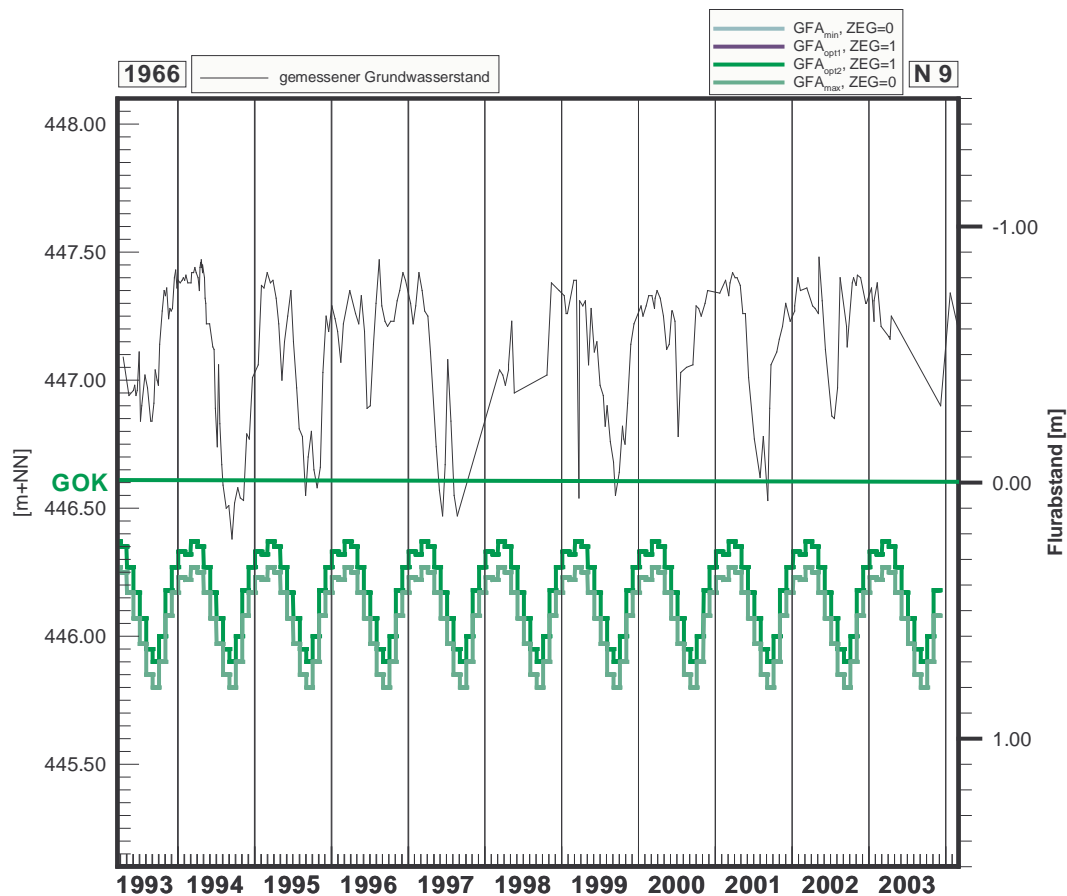


Abb. 9.2: Gemessene Ganglinie an der Grundwassermessstelle 1966 im Nutzungsbereich N9 sowie die instationären Ganglinien des Grenzflurabstands.

Abb. 9.2 zeigt die gemessene Ganglinie der Grundwassermessstelle 1966 im Nutzungsbereich N9 (Hochstauden, Ruderalfluren, Brachflächen, siehe Abb. 8.2) mit Verfilterung im Torfaquifer. Sie weist einen deutlich ersichtlichen saisonalen Gang auf. Im Nutzungsbereich N9 sind nur der untere optimale GFA und der maximale GFA definiert. Gemessene Piezometerhöhen oberhalb GOK werden immer mit einem Zielerfüllungsgrad von 100 % belegt. Die gemessene Grundwasserstandganglinie liegt fast immer oberhalb GOK und damit innerhalb des optimalen Flurabstandsbereichs, d.h. es wird immer ein Zielerfüllungsgrad von 100% erreicht.

Die gemessene Ganglinie der Grundwassermessstelle 4316 ist in Abb. 9.3 zu sehen. Die Messstelle liegt im Nutzungsbereich U8 (Brachflächen, siehe Abb. 8.2). Der Grundwasserstand erreicht immer wieder die anvisierte Piezometerhöhe, allerdings sind die kurzfristigen Schwankungen sehr ausgeprägt und der Zielerfüllungsgrad schwankt zwischen 0 und 100% bei geringen Änderungen der Piezometerhöhen.

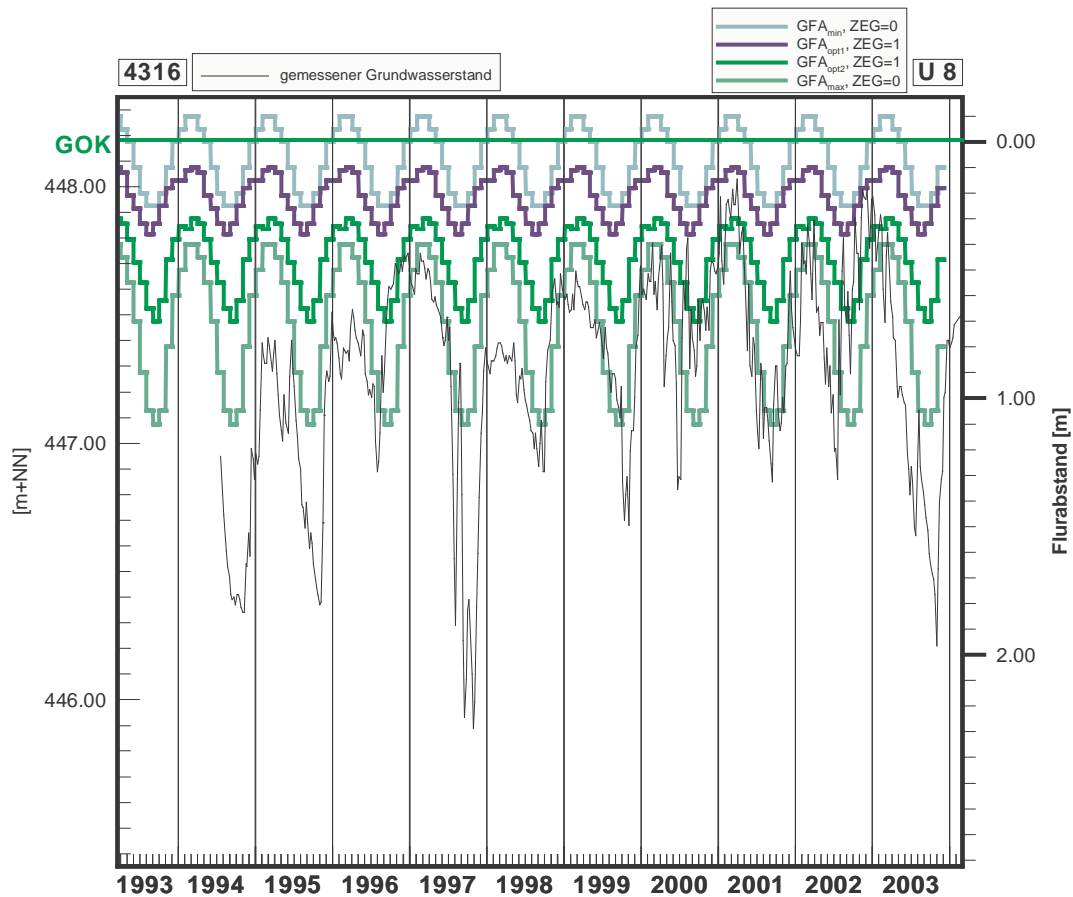


Abb. 9.3: Gemessene Ganglinie an der Grundwassermessstelle 4316 im Nutzungsbereich U8 (Brachflächen, siehe Abb. 8.2) sowie die instationären Ganglinien des Grenzflurabstands

Wendet man das instationäre Bewertungssystem auf alle gemessenen Grundwasserstandsganglinien an, so ergeben sich die Teilnutzwerte für Naturschutz und Landwirtschaft, die in Abb. 9.4 dargestellt sind. Bei der Bewertung mit Messwerten schwankt der Teilnutzwert für den Naturschutz zwischen 1 und 15 %. Der Teilnutzwert der Landwirtschaft liegt zwischen 30 und 55 %. Vergleicht man diese Ergebnisse mit den stationären Bewertungen mit Hilfe des Modells, so zeigen sich insbesondere beim Naturschutz deutliche Unterschiede. Der Teilnutzwert des Naturschutzes ist bei Verwendung von gemessenen Grundwasserständen deutlich niedriger, als in den stationären Optimierungsrechnungen unter Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse mit Hilfe des numerischen Modells. Die Ganglinie des Teilnutzwerts Landwirtschaft schwankt in etwa in derselben Bandbreite, die sich bei der stationären Optimierung ergibt. (vgl. Tab. 7.2 und Tab. 7.2).

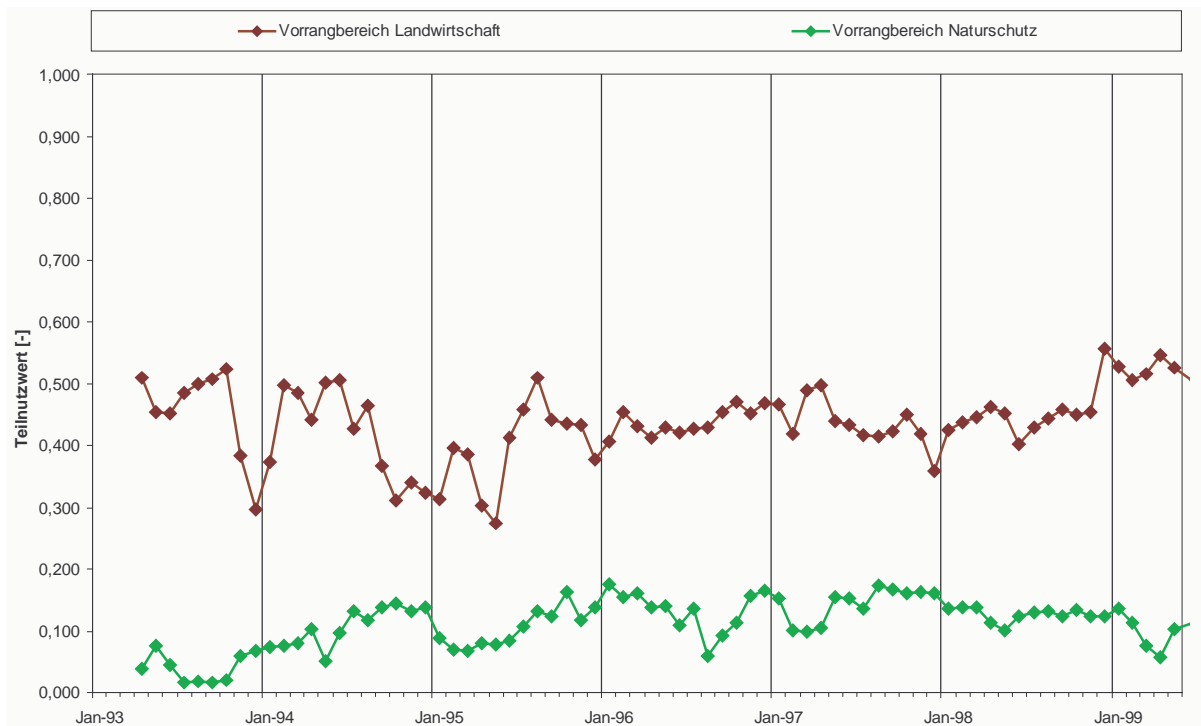


Abb. 9.4: Anhand von gemessenen Grundwasserstandsganglinien ausgewertete Teilnutzwerte für Naturschutz (grün) und Landwirtschaft (braun)

In Abb. 9.5 ist weiterhin die Anzahl der Bewertungspunkte dargestellt, die der Anzahl der ausgewerteten Grundwasserstandsganglinien entspricht. Ein- bis zweimal pro Jahr werden Stichtagsmessungen durchgeführt, deshalb steigt zu diesen Zeitpunkten die Anzahl der Bewertungspunkte deutlich an. Ansonsten ist die Anzahl der Bewertungspunkte mit 50 bis 100 pro Schwerpunktbereich vergleichsweise gering. Da die Grundwassermessstellen zudem ungleichmäßig verteilt sind, hat die Bewertung mit so wenig Informationen voraussichtlich keine große Aussageschärfe. Eine Interpolation der gemessenen Grundwasserstände wurde nicht vorgenommen, da die Anzahl der Messinformationen als Interpolationsgrundlage stark schwankt.

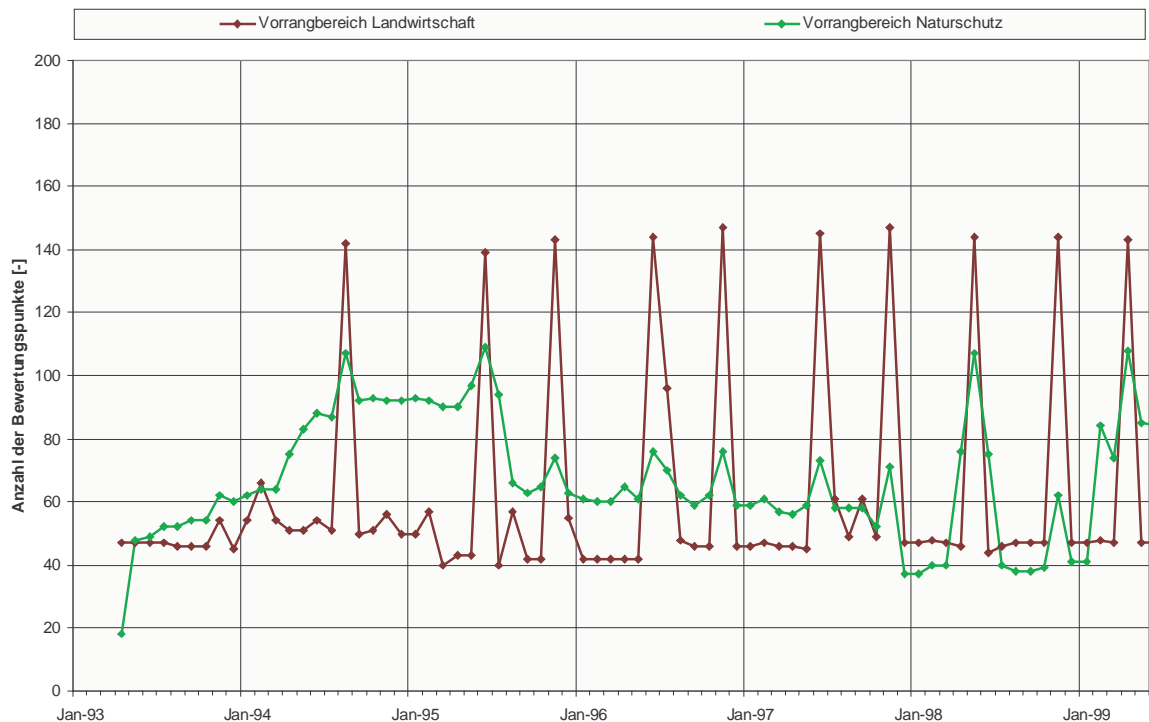


Abb. 9.5: Anzahl der Bewertungspunkte für die Schwerpunktbereiche Naturschutz und Landwirtschaft bei gemessenen Grundwasserständen.

Die Auswertung der gemessenen Grundwasserstände hat zwar den Vorteil, dass die tatsächlich gemessenen Piezometerhöhen für die Bewertung herangezogen werden. Allerdings ergibt dies kein vollständiges Bild von der Bewertung im Donauried, da die gemessenen Informationen nicht flächendeckend verfügbar sind und es vor allem im Nahbereich der Fassungen zu Häufungen kommt. Deshalb werden bei der weiteren Bewertung die Ergebnisse des geeichten Grundwassermodells verwendet, die eine vollständige und flächenhafte Auswertung ermöglichen. Der einzige Nachteil bei dieser Methode ist, dass das Ergebnis der Bewertung von der Anpassungsgüte des Grundwassermodells abhängt.

9.3 Bewertung mit Hilfe instationärer Modellrechnungen

Die Berechnung der Grundwasserstände, die zur Bewertung herangezogen werden, erfolgt nach dem in Abb. 9.1 dargestellten Schema.

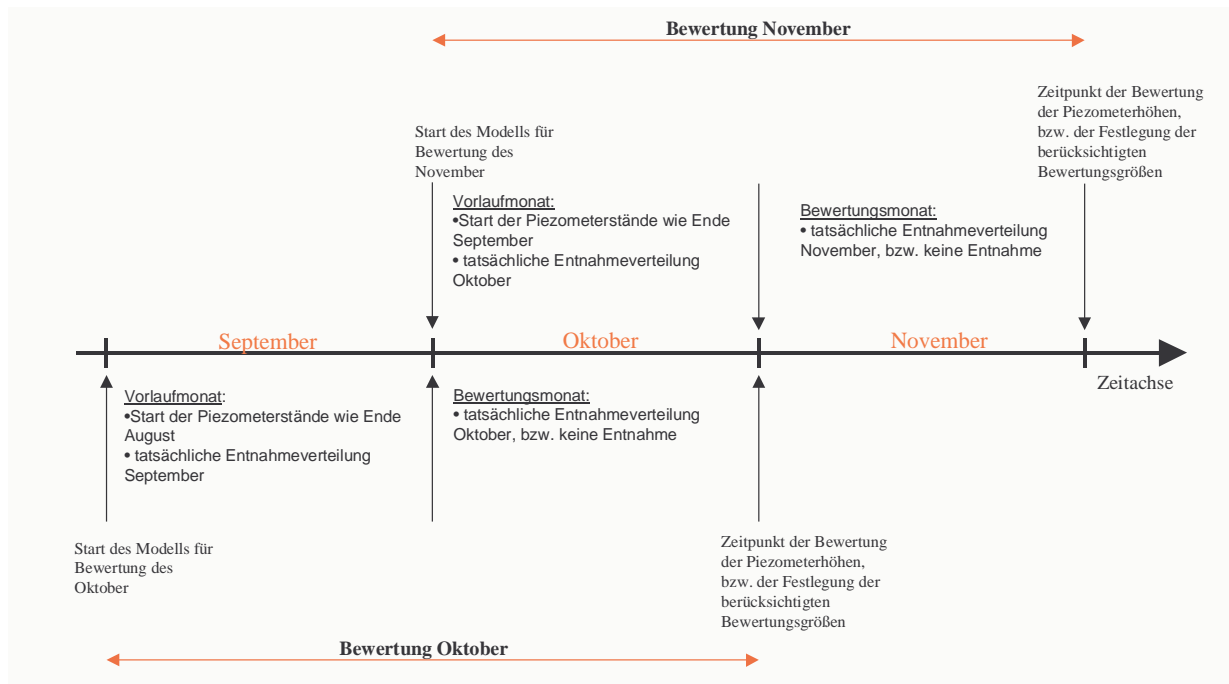


Abb. 9.1: Modelltechnischer Ablauf der Bewertung

Im numerischen Modell werden jeweils ein Vormonat und der Bewertungsmonat berechnet. Exemplarisch wird hier nun die Bewertung für den Monat Oktober erklärt. Vor der eigentlichen Bewertung müssen zunächst die zu berücksichtigenden Bewertungsgrößen ermittelt werden. Dies ist notwendig, da nur die Flächen bewertet werden sollen, die durch die Grundwasserentnahme beeinflussbar sind. Dafür wird der September als Vorlaufmonat mit der tatsächlichen Entnahmeverteilung berechnet. Dann folgt der zu bewertende Monat Oktober mit der Nullentnahme. Es ergeben sich dann Ende Oktober die geringstmöglichen Flurabstände, da die Nullentnahme angesetzt wurde. Auf Basis dieser Flurabstände wird die Anzahl der Bewertungsgrößen ermittelt, die durch eine Grundwasserentnahme beeinflussbar sind. Danach folgt der Rechenlauf für die eigentliche Bewertung. Ausgangspunkt ist wieder Anfang September, der als Vorlaufmonat zum eigentlichen Bewertungsmonat Oktober vorangestellt wird. Dieser wird nun mit der tatsächlichen Entnahmeverteilung berechnet. Mit den berechneten Piezometerhöhen Ende Oktober und tatsächlicher Entnahmeverteilung im Oktober erfolgt nun die Bewertung. Die Bewertung für November wird genauso ermittelt. Der Vorlaufmonat ist nun der Oktober mit der tatsächlichen Entnahmeverteilung und zunächst werden die Piezometerhöhen im November mit der Nullentnahme berechnet, um die Anzahl der Bewertungsgrößen zu ermitteln usw.

9.3.1 Ermittlung des Gesamtnutzwertes

Die nachfolgende Auswertung und Darstellung erfolgte so, dass zunächst der Gesamtnutzwert zusammen mit den Teilnutzwerten des Naturschutzes, der Landwirtschaft und der Wasserversorgung dargestellt und diskutiert wird. Außerdem ist die Anzahl der Bewertungspunkte mit Bezug zur rechten Skala angegeben.

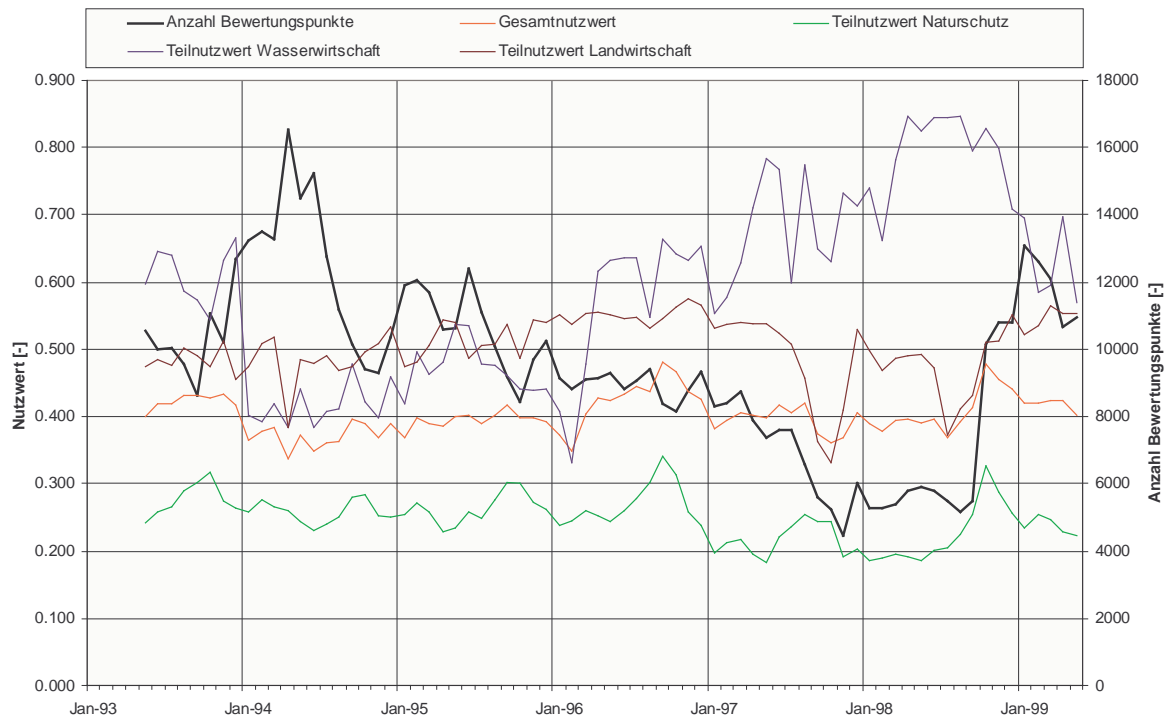


Abb. 9.1: Anzahl der Bewertungspunkte, Entwicklung des Gesamtnutzwertes und der Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche im Bewertungszeitraum 1993-1999

Man erkennt, dass die Anzahl der Bewertungspunkte zwischen ca. 16.500 im April 1994 und ca. 4.500 im November 1997 stark schwankt. Die Bewertungspunkte entsprechen Modellzellen und repräsentieren damit eine Bewertungsfläche zwischen 41 und 11 km². Aus der Anzahl der Bewertungspunkte lässt sich ein guter Einblick in die Hydrologie gewinnen. Der Verlauf folgt in etwa dem einer Piezometerhöhenganglinie des Kies- oder Karstgrundwasserleiters. Die Grundwasserstände erreichen im Mai 1994 ihren Höchststand mit dann langfristig fallenden Grundwasserständen. Erst im Oktober 1998, bedingt durch starke Neubildungsereignisse, steigen die Grundwasserstände wieder an. Somit ist die Gesamtanzahl der Bewertungsgrößen eng korreliert mit den hydrologischen Verhältnissen. Dabei reagiert aber die Anzahl der Bewertungsgrößen in den einzelnen Gruppen unterschiedlich stark auf die Veränderung der Grundwasserstände (Abb. 9.2).

Die Schwankung der Anzahl von Bewertungsgrößen resultiert aus der in Abb. 9.1 dargestellten Vorgehensweise. In die Bewertung fließen nur diejenigen Bewertungspunkte ein, an denen das Grundwasser im Fall minimaler Entnahmen über den kapillaren Aufstieg noch einen Einfluss auf die Pflanzen an der Oberfläche ausüben kann. Bei niedrigen Grundwasserständen sind die Flurabstände bereichsweise so groß, dass sich in diesen Bereichen durch die Variation der Entnahmen keine Verbesserung der Situation erzielen lässt. Werden diese Bewertungspunkte nicht mitberücksichtigt, so hängt der Gesamtnutzwert nur von den beeinflussbaren Größen und nicht von der aktuellen hydrologischen Situation ab.

Die Reaktion der Gruppe Landwirtschaft 1 ist besonders ausgeprägt. Diese Gruppe hat die größte flächenmäßige Ausdehnung und umfasst somit die meisten potenziellen Bewertungspunkte. Zusätzlich gibt es in den Flächen der Landwirtschaft die größten Neubildungsabhän-

gigen Schwankungen der Flurabstände. Bei niedrigen Grundwasserständen können deutlich weniger Flächen durch die Entnahmeverteilung beeinflusst werden als bei mittleren oder hohen Wasserständen. Insbesondere um die Fassungen 1 und 6 fallen Bereiche des Schwerpunktbereichs Landwirtschaft deshalb aus der Bewertung weg (vgl. Abb. 6.1). Im Schwerpunktbereich der Wasserwirtschaft nördlich der Fassung 3 und um die Fassung 5 sinkt der Grundwasserspiegel ebenfalls unter die relevante Höhe, deshalb kann zu Niedrigwasserzeiten auch hier nicht mehr optimiert werden. In Zeiten hoher Grundwasserstände kann die Entnahme durch die Landeswasserversorgung vor allem die landwirtschaftlichen Flächen positiv beeinflussen. Die Anzahl der durch die Entnahme beeinflussbaren Naturschutzflächen bleibt im Betrachtungszeitraum nahezu konstant.

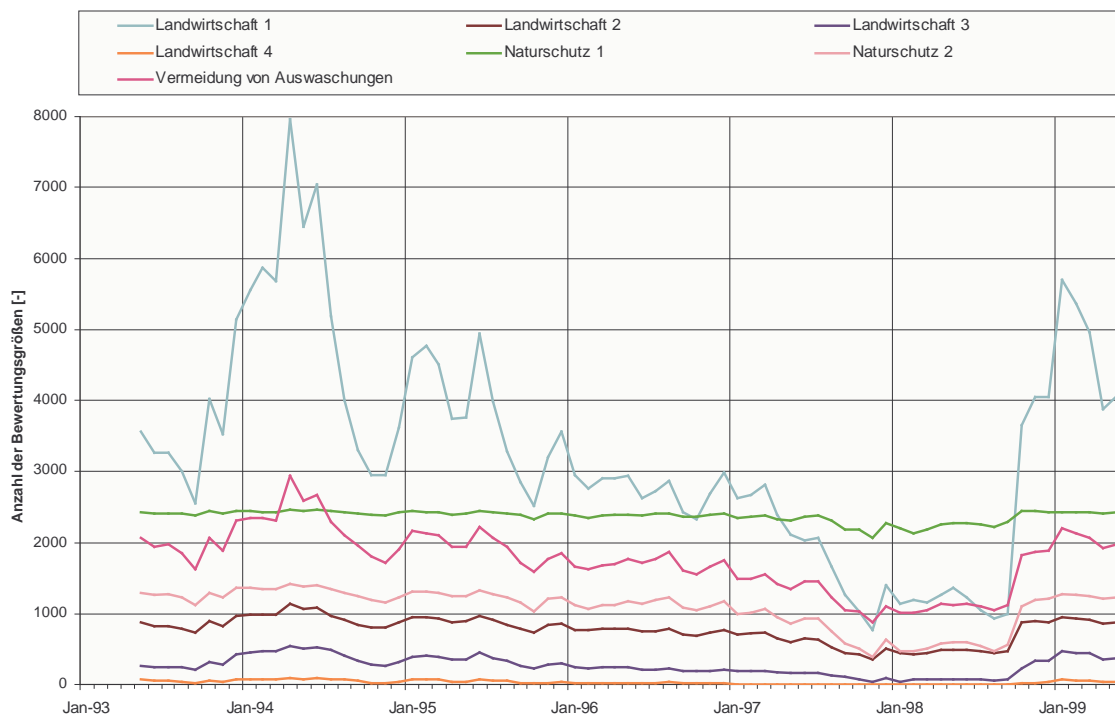


Abb. 9.2: Anzahl der Bewertungspunkte für alle Gruppen.

Betrachtet man den Gesamtnutzwert in Abb. 9.1, sieht man, dass die Schwankungsbreite in diesem Sechsjahreszeitraum lediglich 14,4 % beträgt, zwischen 33,8 % im April 1994 und 48,2 % im September 1996. **Außerdem verläuft die Entwicklung des Gesamtnutzwertes ohne erkennbaren Trend, d.h. durch die monatliche Neuberechnung der Anzahl der Bewertungsgrößen gelingt es, den Gesamtnutzwert von den aktuell herrschenden hydrologischen Bedingungen abzukoppeln.**

Abb. 9.1 zeigt auch, dass die Schwankungsbreiten der Teilnutzen des Naturschutzes und der Landwirtschaft erheblich kleiner sind (15,8 % bzw. 24,5 %) als die der Wasserwirtschaft (51,4 %). Dies liegt daran, dass bei der Berechnung des Teilnutzens der Wasserwirtschaft lediglich die Bewertungsgröße „Vermeidung von Auswaschungen“ direkt vom Flurabstand abhängt. Die restlichen drei betrachteten Bewertungsgrößen Härte, Kosten und Nitrat können bei entsprechender Umverteilung der Gesamtentnahme auf die einzelnen Fassungen

stark schwanken. Der Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft erreicht auch die absolut höchsten Teilnutzwerte (bis zu 85%, bei maximal 58% für die Landwirtschaft und 34% für den Naturschutz).

9.3.2 Auswertung des Teilnutzwertes der Wasserversorgung

Zunächst werden die Grundlagen der Berechnung des Teilnutzwertes der Wasserwirtschaft dargestellt, diese sind für die Bewertungsgröße Nitrat die Messwerte der Nitratkonzentrationen an den sechs Grundwasserfassungen, der Donauwassergewinnung und der Entnahme in Burgberg.

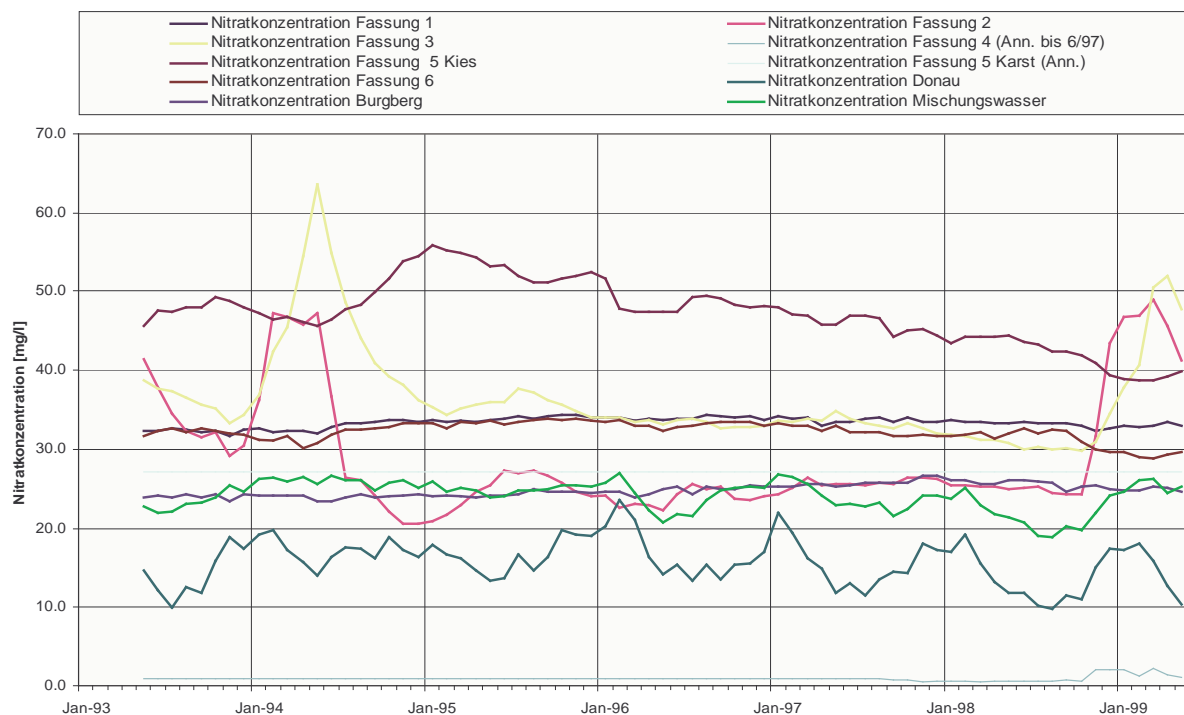


Abb. 9.1: Nitratkonzentrationen aller Fassungen sowie von Burgberg, Donau und der sich ergebenden Mischungskonzentration

Auffällig an diesen Messdaten sind die starken Ausschläge der Nitratkonzentrationen der Fassungen 2 und 3 im Frühjahr 1994, sowie im Winter 1998/99. Bei beiden Ereignissen steigt die Nitratkonzentration nahezu auf den doppelten Wert an. Wie in Kap. 3.2.1 gezeigt wurde, sind die Anstiege der Nitratkonzentration auf die Auswaschungseffekte aus den nitratreichen Deckschichten zurückzuführen. Am Verlauf der Nitratkonzentration der Donau kann man einen saisonalen Verlauf erkennen, d.h. die Konzentration steigt im Winter regelmäßig an, um dann im Mai bzw. Juni wieder auf die Vorjahreswerte abzuklingen. Diese saisonalen Schwankungen resultieren aus dem erhöhten grundwasserbürtigen Zustrom in die Donau im Winterhalbjahr. Die anderen Verläufe sind, relativ gesehen zu den eben besprochenen, konstant bzw. ohne erkennbare Reaktionen auf Niederschlagsereignisse. Anzumerken ist außerdem, dass die Nitratkonzentration der Fassung 4 bis Juni 1997 aus Mangel an Messwerten eine Annahme ist, ebenso die Nitratkonzentration des Karstgrundwassers der Fassung 5.

Für die Berechnung des Zielerfüllungsgrads Härte werden die Messwerte an den sechs Grundwasserfassungen sowie der Donau und des Wasserwerks Burgberg wie in Abb. 9.2 dargestellt zu Grunde gelegt.

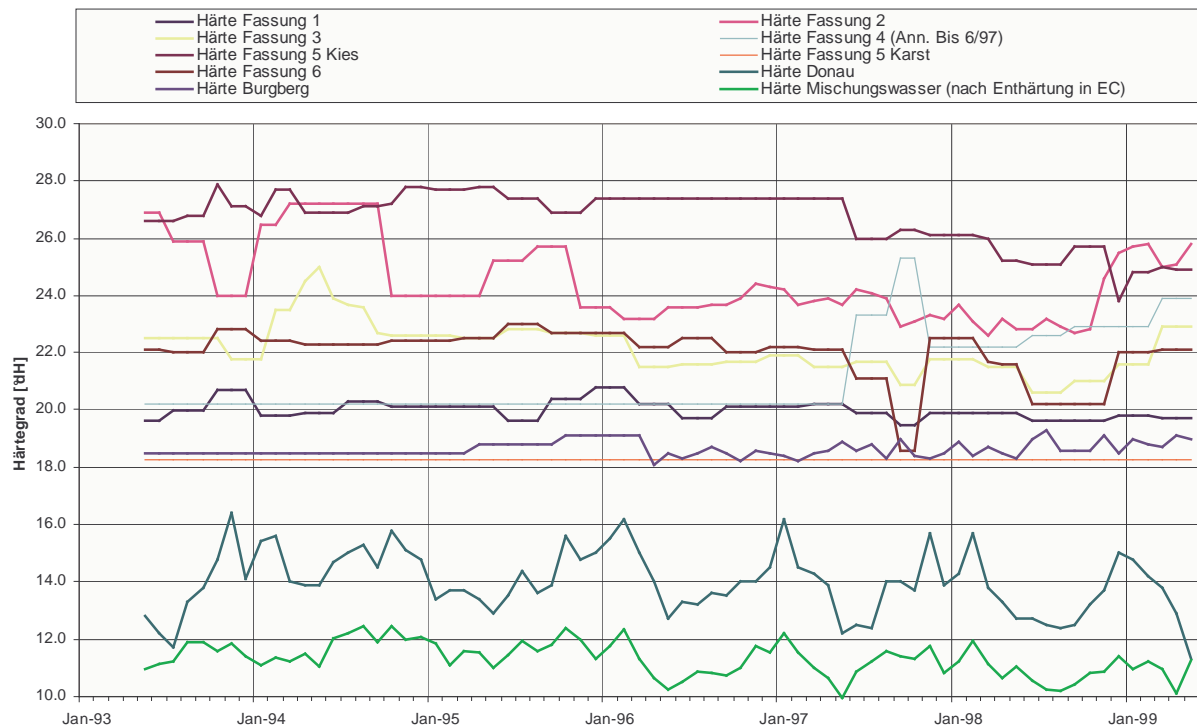


Abb. 9.2: Härtewerte aller Fassungen sowie von Burgberg, Donau und der sich ergebenden Mischungshärte nach Enthärtung

Die Härtewerte sind für die meisten Fassungen relativ konstant. Lediglich die Härte der Fassung 2 schwankt etwas stärker (um ca. 5 °dH). Die Härte der Fassung 6 schwankt gegen Ende des Zeitraums ebenfalls stärker, ist sonst aber sehr konstant. Für die Donau ist wie auch bei den Nitratwerten ein gewisser Jahrgang der Messwerte erkennbar. Die Mischungshärte ist, wie bereits in Kap. 5.3.2 diskutiert, die Mischungshärte des Wassers nach der Entcarbonisierung. Die Aufbereitungsanlage hat dabei eine Kapazität von 850 l/s und enthärtet das Wasser auf 5 °dH. Dabei wurde für die Bewertung angenommen, dass die Kapazität der Anlage voll ausgenutzt werden kann.

Berechnet man nun die Nutzwerte der Bewertungsgrößen Nitrat, Härte, Kosten und Vermeidung von Auswaschungen auf Grundlage der obigen Messwerte und der modellierten Piezometerhöhen, so ergibt sich das in Abb. 9.3 dargestellte Bild, das wiederum die Grundlage darstellt für die Berechnung des Teilnutzwertes für die Wasserwirtschaft.

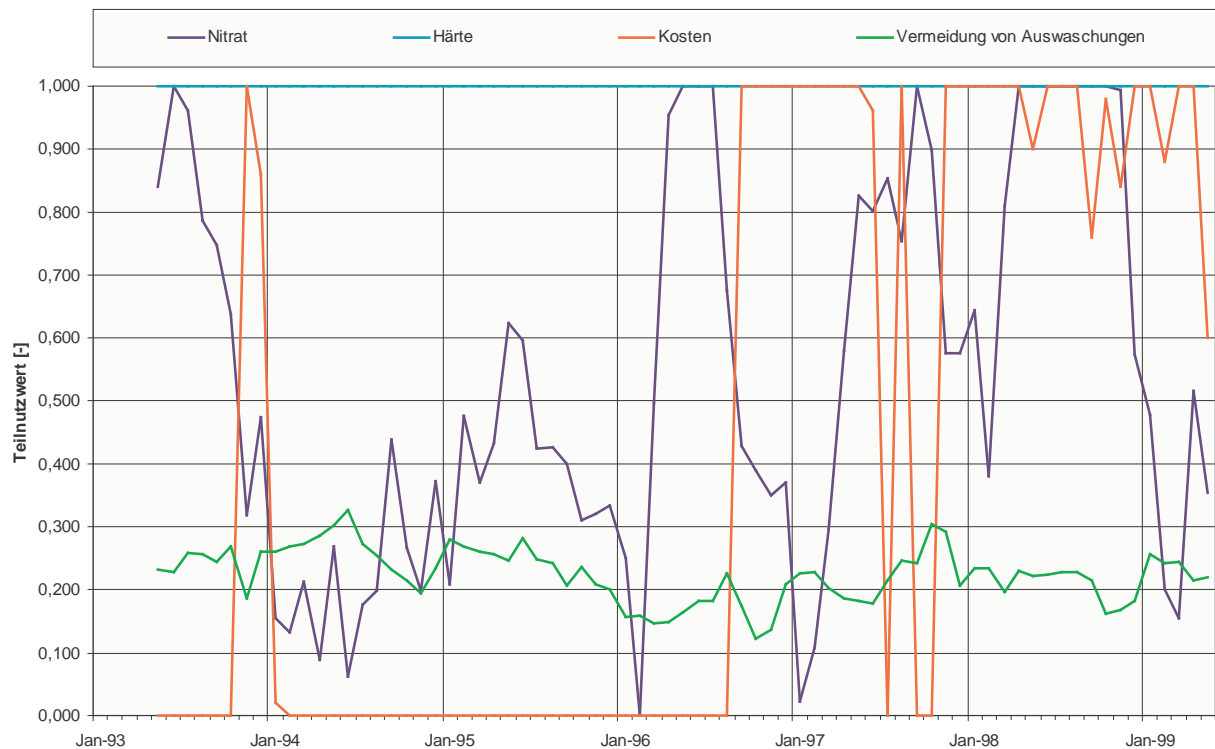


Abb. 9.3: Teilnutzwerte der Bewertungsgrößen für die Wasserwirtschaft

Es fällt auf, dass der Teilnutzwert Kosten sehr stark schwankt, teilweise um $\pm 100\%$ innerhalb eines Monats. Dies liegt an der engen Verknüpfung mit der Entnahme an der Fassung 4. Wie in Kap. 5 bzw. 8 definiert wurde, ist die Zielfunktion zwischen einer Entnahmemenge von 50 l/s und 100 l/s linear fallend, d.h. wird die Entnahme an Fassung 4 von 50 l/s auf 100 l/s gesteigert, verändert sich der Zielerfüllungsgrad von 100 auf 0%. Damit stellt die Bewertung der Entnahme an Fassung 4 eine sensible Größe dar, ihr Anteil beträgt 6 % am Gesamtnutzwert.

Der Teilnutzwert Härte beträgt über den gesamten Zeitraum 100%, da die Härte durch die Entcarbonisierung auf optimalem Niveau gehalten werden kann. Der Teilnutzwert Nitrat zeigt einen stark schwankenden Verlauf. Es ist davon auszugehen, dass auf die Schwankungen in den Nitratkonzentrationen durch einen entsprechenden Betrieb der Fassungsentnahmen reagiert wurde, so dass die Schwankungen im Rohwasser zumindest etwas kompensiert werden konnten. Dennoch sind die Schwankungen im Teilnutzwert Nitrat vergleichsweise hoch.

Der Teilnutzwert Vermeidung von Auswaschungen ist vergleichsweise konstant. Er ist korreliert mit Flurabständen und ist deshalb keinen großen und plötzlichen Schwankungen unterworfen. Er liegt etwa bei 24%, mit einer Bandbreite von $\pm 10\%$, wobei zu beachten ist, dass auch hier die Zahl der Bewertungsgrößen, wie in Abb. 9.2 dargestellt, schwankt.

9.3.3 Auswertung des Teilnutzwertes der Landwirtschaft

Die Teilnutzwerte der Landwirtschaft, die alle direkt von Flurabständen abhängen, sind in Abb. 9.1 dargestellt.

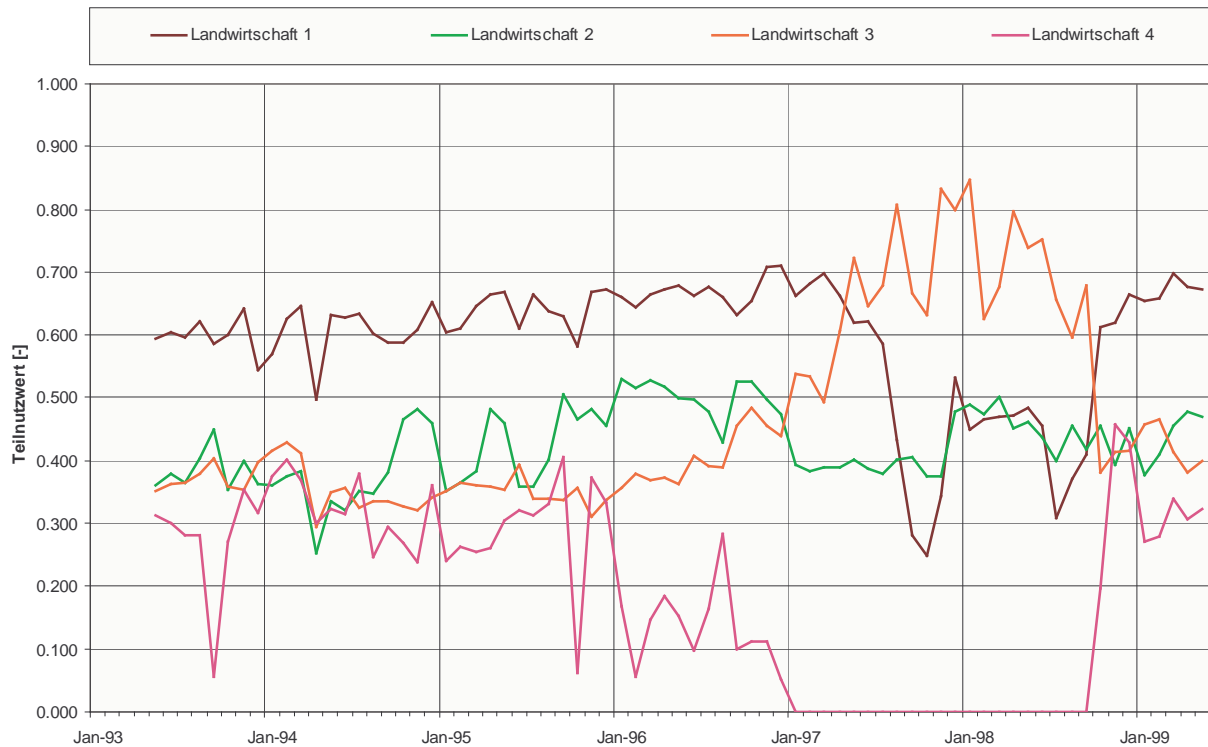


Abb. 9.1: Teilnutzwerte der Bewertunggröße im Schwerpunktbereich Landwirtschaft

Man erkennt auch hier unterschiedliche Schwankungsbreiten der verschiedenen Teilnutzwerte. Der Teilnutzwert Landwirtschaft 1 bleibt bis etwa Mitte 1997 auf einem relativ hohen Niveau von ca. 60 %, ein hervorragendes Ergebnis für diesen wichtigen Bereich. Dann sinkt der Nutzwert rapide ab, da bei tiefen Grundwasserständen Bewertungspunkte aus dem Bewertungsschema herausfallen, die den Teilnutzwert in Zeiten mittlerer bzw. hoher Grundwasserstände stabilisiert, bzw. angehoben haben (siehe Kap. 9.3.1). Dies wird besonders beim Teilnutzwert der Landwirtschaft 4 deutlich. Der Teilnutzwert ist zwar größeren Schwankungen unterworfen als der Nutzwert der Landwirtschaft 1, ist aber dennoch relativ konstant bei ca. 30 %. Die fallenden Grundwasserstände machen sich hier aber bereits früher bemerkbar, und ab Januar 1997 sinkt der Teilnutzen gar auf 0 %. Das liegt daran, dass der Flurabstand für alle potenziellen Bewertungsgrößen der Landwirtschaft 4 über dem hierfür festgelegten Grenzflurabstand liegt. Die Entwicklung des Teilnutzwertes der Landwirtschaft 2 ist relativ konstant. Es sind keine hydrologischen Abhängigkeiten zu erkennen, die Schwankungsbreite liegt zwischen 25,3 % und 53,1 % bei knapp 28 %. Beim Teilnutzwert der Landwirtschaft 3 ist auch eine Abhängigkeit von der Hydrologie zu erkennen. Die Entwicklung verläuft analog zu den Flurabständen, d.h. bei steigenden Flurabständen steigt der Teilnutzwert und umgekehrt, wobei Sprünge von über 15 % innerhalb eines Monats möglich sind.

9.3.4 Auswertung des Teilnutzwertes des Naturschutzes

Die beiden Teilnutzwerte des Naturschutzes sind die am schwierigsten zu interpretierenden. Beide sind relativ konstant. Lediglich der Teilnutzwert für Naturschutz 2 zeigt einen gewissen Trend zwischen 1994 und 1998, der sich aus der Hydrologie ableiten lässt. Der tiefste Teilnutzwert wird im Herbst 1998 erreicht. Hier lagen extrem niedrige Grundwasserstände vor. Durch die sich daran anschließende Neubildungsphase steigt der Teilnutzwert auf das Maximum im Untersuchungszeitraum.

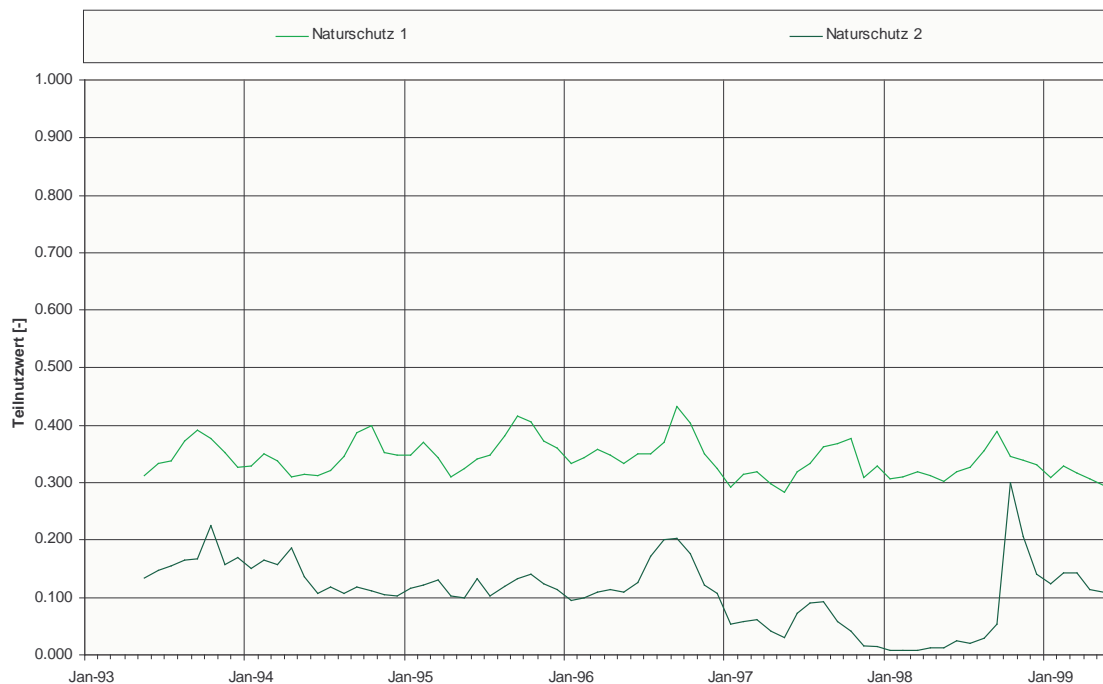


Abb. 9.1: Teilnutzwerte des Schwerpunktbereichs Naturschutz

Der Teilnutzwert Naturschutz 1 liegt generell immer höher als der des Naturschutz 2. Die beiden Ausreißer, die in beiden Ganglinien zur gleichen Zeit im September 1996 und im Oktober 1998 auftreten, spiegeln sich sofort im Gesamtnutzwert wieder, da hohe Nutzwerte des ansonsten am schlechtesten abschneidenden Teilnutzwertes wegen der Verwendung von Composite Programming den Gesamtnutzwert überproportional verbessern.

9.4 Zusammenfassung

Um die bisherige Bewirtschaftung zu bewerten, wurde zunächst eine Bewertung anhand von gemessenen Grundwasserstandsganglinien durchgeführt. Es hat sich herausgestellt, dass diese Methode zu unbefriedigenden Ergebnissen führt, da nur punktuelle Informationen in das Bewertungssystem eingehen. Eine flächendeckende Bewertung ist nicht möglich. Dies zeigt, dass auch bei der Bewertung von Grundwasserentnahmen in einem Wassergewinnungsgebiet die Anwendung eines numerischen Modells ein wichtiges Hilfsmittel ist.

Bewertung aus Sicht der Wasserwirtschaft: Im Bewertungszeitraum schwankt der Teilnutzwert zwischen 34% und 85%. Dabei hängt der Teilnutzwert in erster Linie von den Zielerfüllungsgraden der Bewertungsgrößen „Nitratkonzentration im Mischwasser“ und „Minimierung der Kosten“ ab. Vergleichsweise niedrige Nitratwerte im Mischwasser konnten im Sommer 1996 verzeichnet werden, nachdem an der Fassung 5 die Nitratkonzentration im Rohwasser 50 mg/l wieder unterschritten hatte. Im Winter 1998/99 stieg die Nitratkonzentration in den Rohwässern der Fassungen 2 und 3 sprunghaft an, was sich auch im Zielerfüllungsgrad widerspiegelt.

Die Außerbetriebnahme der Fassung 4 im Herbst 1996 führte zu einem sprunghaften Anstieg des Zielerfüllungsgrads für die Kosten. In der Folgezeit konnte dieser hohe Wert durch die dauerhaft geringe Entnahme an dieser Fassung weitgehend gehalten werden.

Bewertung aus Sicht der Landwirtschaft: Der Teilnutzwert steigt bis Ende 1996 kontinuierlich bis auf 58% an, fällt dann aber im Herbst 1997 und Herbst 1998 deutlich bis auf 34% zurück. Der Teilnutzwert ist eng mit dem Zielerfüllungsgrad für die Flurabstände innerhalb der Wertstufe 1 korreliert (Gewichtung = 0,5). Bei tiefen Grundwasserständen fallen hier Bewertungspunkte aus der Bewertung heraus, die den Teilnutzwert in Zeiten mittlerer bzw. hoher Grundwasserstände stabilisiert bzw. angehoben hatten. Der Zielerfüllungsgrad innerhalb der Wertstufe 2 erreicht sein Maximum bei mittleren Grundwasserständen.

Bewertung aus Sicht des Naturschutzes: Der Teilnutzwert ist im gesamten Bewertungszeitraum verhältnismäßig konstant zwischen 18% und 34%. Auffällig ist, dass die höchsten Teilnutzwerte jeweils im Herbst erreicht werden, wenn die Zielfunktionen in Richtung größerer Grenzflurabstände verschoben werden. Der Betrieb der Fassung 2 spiegelt sich im Zielerfüllungsgrad der Wertstufe 1 nicht wider. Die Entnahmen waren demnach für die Ansprüche des Naturschutzes ohne Belang. Im Zielerfüllungsgrad der Wertstufe 2 spiegelt sich die Hydrologie wider. Die tiefen Grundwasserstände im Jahr 1998 verursachten einen Rückgang des Zielerfüllungsgrads bis auf 1%. Nach dem Grundwasserneubildungsereignis im Oktober 1998 steigt der Zielerfüllungsgrad auf 30% an.

Die beste Bewirtschaftung des Donaurieds im Bewertungszeitraum fand im September 1996 und im Oktober 1998 statt. Zu beiden Zeitpunkten herrschten ungefähr mittlere Grundwasserstände vor. Während im September 1996 die Teilnutzwerte noch einigermaßen eng beieinander lagen, wurden im Oktober 1998 die geringeren Teilnutzwerte für Landwirtschaft und Naturschutz durch einen sehr hohen Teilnutzwert für die Wasserwirtschaft kompensiert.

Weitergehende Erkenntnisse für die Bewirtschaftung im Donauried lassen sich aus der instationären Bewertung nicht ziehen, da sich neben den Entnahmeraten auch die äußeren Randbedingungen im Bewertungszeitraum ständig verändert haben. Geht man davon aus dass mittlere Grundwasserverhältnisse den stationären Optimierungsbetrachtungen aus Kap. 7 am ehesten entsprechen, so lässt sich in Mittelwasserzeiträumen die Entnahme ggf. entsprechend den Erkenntnissen der stationären Optimierung verbessern, in dem v.a. die Entnahme an der Fassung 1 vergrößert und an der Fassung 3 verringert wird. Erst die instationäre Optimierung lässt auch Erkenntnisse zur Verbesserung in weiteren Zeiträumen zu.

10 ENTWICKLUNG EINES OPTIMIERUNGSSYSTEMS FÜR INSTATIONÄRE VERHÄLTNISSE

10.1 Übersicht

Für die instationäre Optimierung wurde in Kapitel 8 ein Bewertungssystem entwickelt, das die instationären Anforderungen an den Wasserhaushalt berücksichtigt. Dabei verändern sich die Zielfunktionen im Jahresverlauf, um auf die unterschiedlichen Bedürfnisse der Landwirtschaft und des Naturschutzes einzugehen. Sie berücksichtigen nun die natürlichen Schwankungen des Grundwasserstands im Jahresverlauf sowie den aktuellen Versorgungsgrad im Boden. Die Zielfunktionen für die Wasserwirtschaft bleiben identisch, sie sind nicht von einem Jahresgang geprägt. Es müssen jedoch im Zuge der Optimierung die sich ständig verändernden, aktuellen Monatswerte für Nitrat und Härte berücksichtigt werden. Das Berechnungsschema für die Mischungskonzentrationen (siehe Kap. 5.3.2) bleibt aber vollständig erhalten.

Mit Blick auf die Berechnung der Grundwasserverhältnisse im Jahreslauf musste das Modell von seiner stationären Zeitdomäne auf die instationäre verändert werden. Da ein bereits instationär geeichtes und verifiziertes Grundwassermodell vorhanden ist, stellt diese Veränderung keine Probleme dar. Das benützte instationäre Grundwassermodell basiert auf einer Zeitdiskretisierung mit 10-Tagesschrittlängen. Die Optimierung erfolgt auf Monatsbasis, so dass für alle instationären Randbedingungen wie z.B. Grundwasserneubildung Monatsmittelwerte gebildet werden mussten. Die Optimierung beinhaltet die monatliche Neuberechnung der Bewertungsgrößen, d.h. die Entscheidung, welche Bewertungsgrößen für den aktuellen Monat berücksichtigt werden und welche aus dem Prozess ausscheiden, da der Flurabstand bereits ohne Entnahme zu groß ist, um optimiert zu werden (siehe Kap. 5 bzw. 8). Zusätzlich kommt der nun sich ständig verändernden Gesamtentnahme höhere Bedeutung zu. Die Reaktion der Grundwasserverhältnisse auf sich ständig verändernde Gesamtentnahmen muss mit berücksichtigt werden. Da die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters nicht wie bei der stationären Optimierung konstant ist, musste ein weiteres Modul entwickelt werden, welches hierauf im Zuge der Optimierung reagieren kann. Beispielhaft erfolgte für den Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 eine Optimierung der Fassungsentnahmen bei verschiedenen Gesamtentnahmeraten.

10.2 Methodenentwicklung zur Berücksichtigung der instationären Grundwasserverhältnisse

Die instationäre Optimierung erfolgte in Monatsschritten. Das bedeutet, dass für jeden Monat eine Optimierung durchgeführt wird. Ein Optimierungszeitraum von mehreren Monaten wird monatsweise abgearbeitet. Das bedeutet, dass das instationäre Grundwassermodell im

Rahmen der Optimierung jeweils für ein bzw. zwei Monate (Vorlauf von einem Monat siehe Abb. 10.1) die Piezometerhöhen berechnet. Die wichtigste sich zeitlich verändernde Größe im Grundwassermodell ist dabei die Neubildung. Sie weist sehr große Schwankungsbreiten auf und nimmt direkten Einfluss auf das Wasserdargebot. Im numerischen Modell wird jeweils der Vormonat mit den bereits optimierten Entnahmeraten und dann der aktuelle Monat mit Optimierung der Grundwasserentnahme betrachtet. Diese Vorgehensweise mit jeweils 2 betrachteten Monaten pro Optimierungslauf ist in Abb. 10.1 dargestellt.

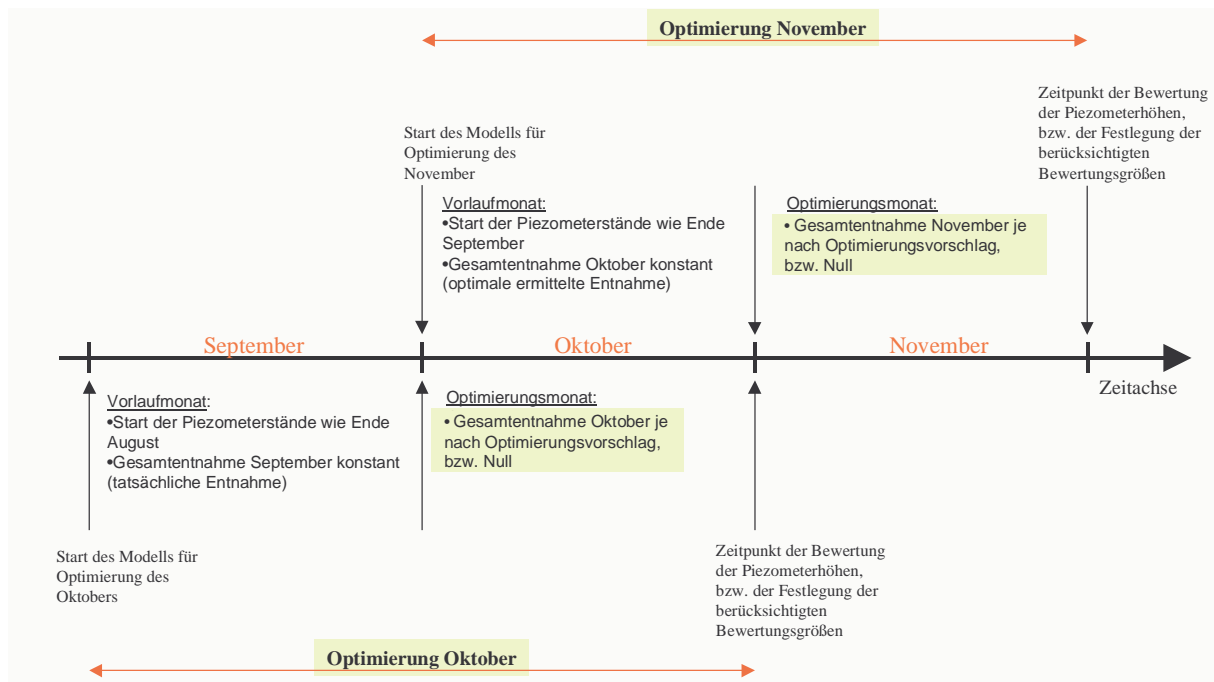


Abb. 10.1: Modelltechnischer Ablauf der instationären Optimierung dargestellt auf der Zeitachse (gelb: Änderungen gegenüber Abb. 9.1)

Dieses Schema ist ähnlich dem Schema der Bewertung der bisherigen Bewirtschaftung (siehe Abb. 9.1). Jetzt erfolgt aber nicht nur eine Bewertung des zweiten Berechnungsmonats mit den tatsächlichen Entnahmeraten, sondern eine Optimierung der Entnahmeverteilung. Analog zum Beispiel in Kap. 9.3 sei hier nun exemplarisch die Optimierung für den Monat Oktober erklärt. Es wird zu Beginn von Grundwasserverhältnissen bei tatsächlicher Entnahme ausgegangen. D.h. die Piezometerhöhen entsprechen zum Start des Modellzeitraums (1. September bis 31. Oktober) den tatsächlichen Piezometerhöhen Ende August.

Vor der eigentlichen Optimierung müssen zunächst die zu berücksichtigenden Bewertungspunkte ermittelt werden. Dafür wird nun der September als Vorlaufmonat mit den tatsächlichen Entnahmemengen berechnet. Dann folgt der zu optimierende Monat Oktober ohne Entnahme, um die Bewertungsgrößen zu ermitteln, die sich durch eine Entnahme verbessern lassen. Es ergeben sich Ende Oktober die kleinst möglichen Flurabstände, da ohne Entnahme gerechnet wurde. Auf Basis dieser Flurabstände wird die Anzahl der Bewertungsgrößen ermittelt. Danach folgt die eigentliche Optimierung. Ausgangspunkt ist wieder Anfang September, der als Vorlauf zum eigentlichen Optimierungsmonat Oktober vorangestellt wird. Vom Optimierungsmodul PEST wird die Entnahme für Oktober vorgeschlagen. Mit den Pie-

zometerhöhen Ende Oktober erfolgt nun die Bewertung. Entsprechend den vorgegebenen Abbruchskriterien entscheidet sich dann, ob die Optimierung abgeschlossen ist oder nicht. Ist sie noch nicht beendet, wird mit der Berechnung wieder ab Anfang September gestartet. Einziger Unterschied zur Bewertung ohne Optimierung entsprechend Kapitel 9 ist die Entnahmeverteilung im Oktober. Ist die Optimierung für den Oktober beendet, folgt die Optimierung für November. Das Ablaufschema ist exakt das gleiche, nur wird nun für den Oktober (der nun Vorlaufmonat ist) mit den optimalen Entnahmen anstatt den tatsächlichen gerechnet, da die optimalen ja jetzt bekannt sind. Dann erfolgt wieder die Ermittlung der Bewertungsgrößen ohne Entnahme im November usw.

10.3 Zusätzliche Module des Optimierungssystems

Da zum einen die Grundwasserstände zu Beginn des jeweiligen Optimierungszeitraums unterschiedlich sind, und zum anderen die Neubildung nun ebenfalls stark schwankt, ist die Ergiebigkeit der Fassungen zeitlich variabel und von den Grundwasserverhältnissen des vorangegangenen Monats abhängig. Deshalb erfordert die instationäre Optimierung die Entwicklung eines neuen Moduls zur Berücksichtigung der maximalen Fassungsentnahmen (Ergiebigkeiten der Fassungen) unter Berücksichtigung der aktuellen hydrologischen Verhältnisse im Vergleich zum stationären System, bei dem keine schwankende Hydrologie angesetzt wird. Diese sind wiederum von den zuvor optimierten Grundwasserentnahmen abhängig. Weiterhin beeinflussen sich die maximalen Fassungsergiebigkeiten gegenseitig, so dass beispielsweise die maximale Ergiebigkeit an Fassung 1 von der Entnahme an Fassung 6 abhängt. Diese komplexen instationären Zusammenhänge führen dazu, dass vor einem Optimierungsmonat die maximalen Fassungsentnahmen nicht bestimmt werden können, die dem Optimierungsalgorithmus als Schranke bei der Variation der Optimierungsgrößen vorgegeben werden müssen. Deshalb werden PEST die maximalen Fassungsentnahmen aus der stationären Optimierung (vgl. Tab. 7.1) vorgegeben und während der Optimierung überprüft, ob diese vorgeschlagenen Entnahmen möglich sind. Die Überprüfung erfolgte anhand der Entnahmeraten im Modell. Sind diese nicht möglich, so werden diese automatisch an der Fassung verringert. Der Vergleich zwischen den von PEST vorgeschlagenen und im Modell angesetzten Entnahmeraten ermöglicht die Überprüfung. Ist die im Modell angesetzte Gesamtentnahme kleiner als die von PEST vorgeschlagene, wird der Modelllauf künstlich schlechter bewertet, in dem alle Zielerfüllungsgrade der Bewertungsgrößen in Abhängigkeit der Differenz zwischen der von PEST vorgeschlagener Entnahme und vorgegebener Entnahme abgemindert werden. Der Erfüllungsgrad dieses Modelllaufs wird so abgemindert, dass er nicht als optimales Ergebnis in Betracht kommt, allerdings darf die objective function nicht zu stark verzerrt werden, da dann die weitere Optimierung gestört wird. Dies soll an Abb. 10.1 deutlich gemacht werden.

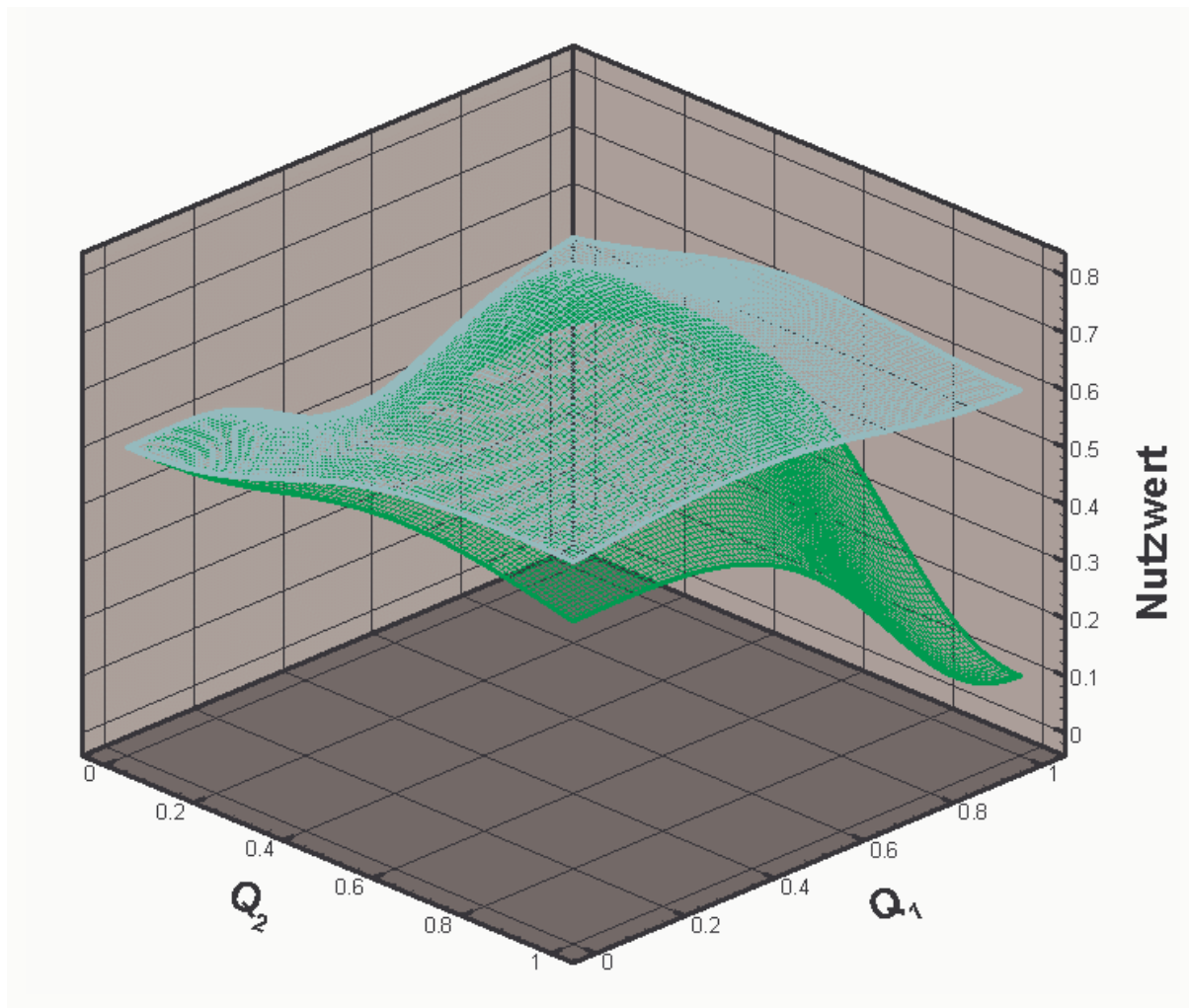


Abb. 10.1: Gesamtnutzwert abhängig von zwei normierten Optimierungsgrößen (Fassungsentnahmen). Unverändert (türkis) und abgeminderter (grün) Gesamtnutzwert.

Die beiden Optimierungsgrößen Q_1 und Q_2 können von 0 bis zu 1 m^3/s variiert werden. Der Gesamtnutzwert schwankt dabei zwischen 40 und 80 % (obere türkise Ebene). Nun stellt sich bei der Optimierung heraus, dass abhängig von der Neubildung aus den Fassungen (Q_1 und Q_2) nicht immer die volle Menge entnommen werden kann. Dies wird PEST mitgeteilt indem der Nutzwert bei jeder einzelnen Bewertungsgröße nach folgender Formel abgemindert wird, wodurch dann in der Folge auch der Gesamtnutzwert sinkt:

$$ZEG_i = ZEG_i \cdot (\text{Quotient})^3 \quad \text{Gl. 10.1}$$

mit :

Quotient = $\frac{\text{tatsächliche Gesamtentnahme}}{\text{vorgegebene Gesamtentnahme}}$
 ZEG_i = Zielerfüllungsgrad der Bewertungsgröße
 i = Index der Bewertungsgröße

Bei der Abminderung der Zielerfüllungsgrade wurde ein kubischer Zusammenhang gewählt, um die Abminderung mit steigender Differenz zwischen tatsächlicher und vorgegebener Gesamtentnahme zu verstärken. In Abb. 10.1 erkennt man, dass der Gesamtnutzwert die größte Abminderung erhält, wenn versucht wird, an Fassung Q_1 und Q_2 jeweils die maximale

Menge zu entnehmen. Es können aber auch bei geringeren Mengen bereits Fehlbeträge auftreten, wie ebenfalls aus Abb. 10.1 bei z.B. Steigerung der Entnahme Q_2 ersichtlich ist. Können die geforderten Mengen laut dem Grundwassermodell nicht aus dem Modellgebiet entnommen werden, muss der Gesamtnutzwert abgemindert werden um PEST mitzuteilen, dass diese Entnahmeverteilung nicht möglich ist. Somit ist sichergestellt, dass durch die Abminderung, die in Relation zum Fehlbetrag steht, eine schlechtere Bewertung erfolgt. Dennoch bleibt der Gesamtnutzwert und somit auch die objective function in ihrer Gestalt erhalten, d.h. wenn die geförderte Menge wieder entnommen werden kann, erfolgt sofort wieder eine bessere Bewertung. Es besteht dennoch die Gefahr, dass eine Entnahmeverteilung als optimal angesehen wird, welche die geforderten Einzelentnahmen nicht leisten kann. Dies wurde durch die Wahl eines Exponenten von 3 versucht zu vermeiden. Dieses Modul folgt nach der Berechnung der Zielerfüllungsgrade (Schritt 2) und vor der Berechnung des Gesamtnutzwertes (Schritt 3).

10.4 Anwendung im Donauried

10.4.1 Übersicht

Für die instationäre Optimierung der Grundwasserentnahmen im Donauried wurde der Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 gewählt. Dieser Zeitraum scheint geeignet, da hydrologisch bedingt zunächst Niedrigwasserverhältnisse und anschließend Mittelwasserverhältnisse vorliegen. Anfangs sind die Piezometerhöhen aufgrund einer langen Zeitspanne ohne signifikante Neubildung sehr tief, dann steigen sie aufgrund der starken Neubildungsereignisse ab Oktober 1998 sehr schnell wieder auf Mittelwasserniveau an. Dies lässt sich auch am Gang der Grundwassermessstelle Langenau-Simontal erkennen, die in Abb. 10.1 dargestellt ist.

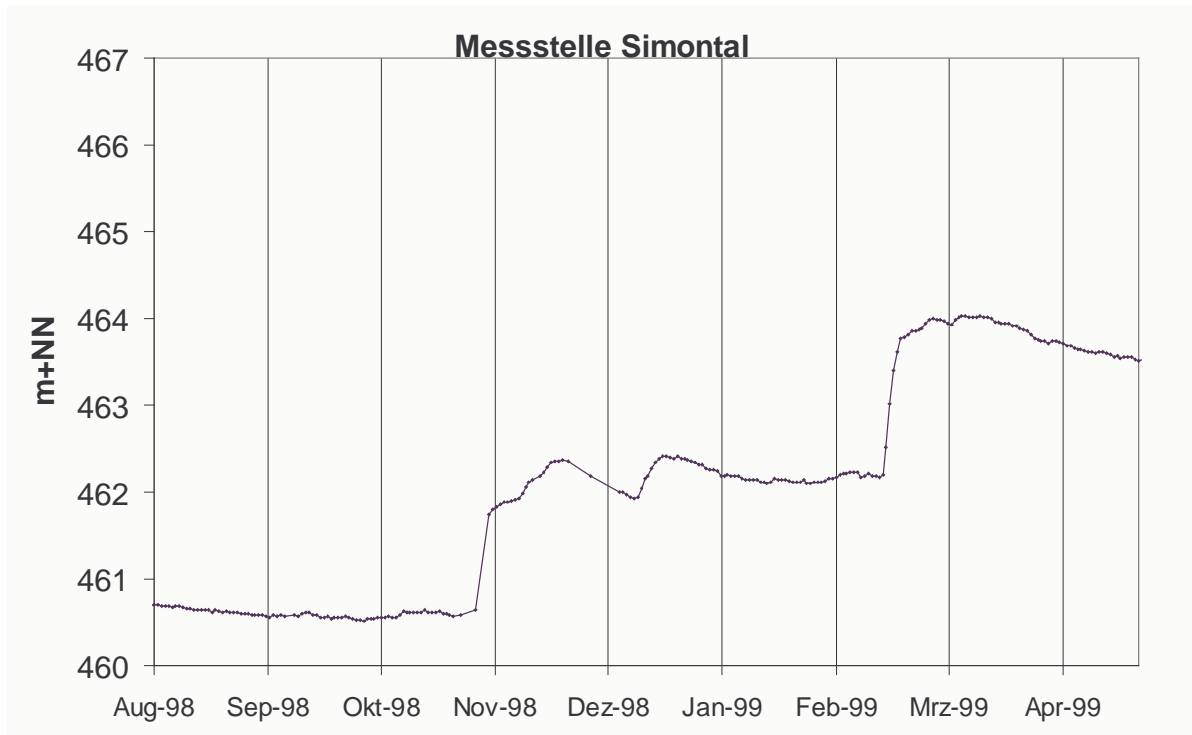


Abb. 10.1: *Ganglinie der Grundwassermessstelle Langenau-Simontal zwischen August 1998 und April 1999.*

Für die instationäre Bewertung und Optimierung ist in den Schwerpunktbereichen der Landwirtschaft vor der eigentlichen Optimierung die Überprüfung des aktuellen Versorgungsgrades notwendig, da hiervon die Auswahl der Zielfunktion abhängt. Hierfür wurden die im Rahmen der Neubildungsberechnung ermittelten Tageswerte des aktuellen Versorgungsgrades auf die einzelnen Monate gemittelt. Somit steht für jede Modellzelle der VG-Wert zur Verfügung. Versorgungsgrade unter 40% nFK führen zu einer Bewertung entsprechend Tab. 8.1, über 40% nFK entsprechend Tab. 5.1.

Die Optimierung erfolgt für verschiedene Gesamtentnahmen. Zunächst wird die tatsächliche Gesamtentnahme im Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 optimiert, dann eine durchschnittliche Entnahmemenge von 1000 l/s vorgegeben und zuletzt eine vom Optimierungssystem frei wählbare Gesamtentnahme. Als Anfangsbedingungen wurden die Piezometerhöhen Ende August 1998 herangezogen. Zunächst wurden die Piezometerhöhen für September 1998 mit den tatsächlichen Entnahmen bestimmt und danach die Entnahmen für den Oktober 1998 optimiert. Die Nitrat- und Härtekonzentrationen entsprechen dabei den tatsächlichen Messwerten bei tatsächlicher Grundwasserförderung. Eine im Lauf der Optimierung erfolgte Änderung der Entnahmerate führt zu keiner Änderung der Wasserqualitätsparameter der Einzelfassungen.

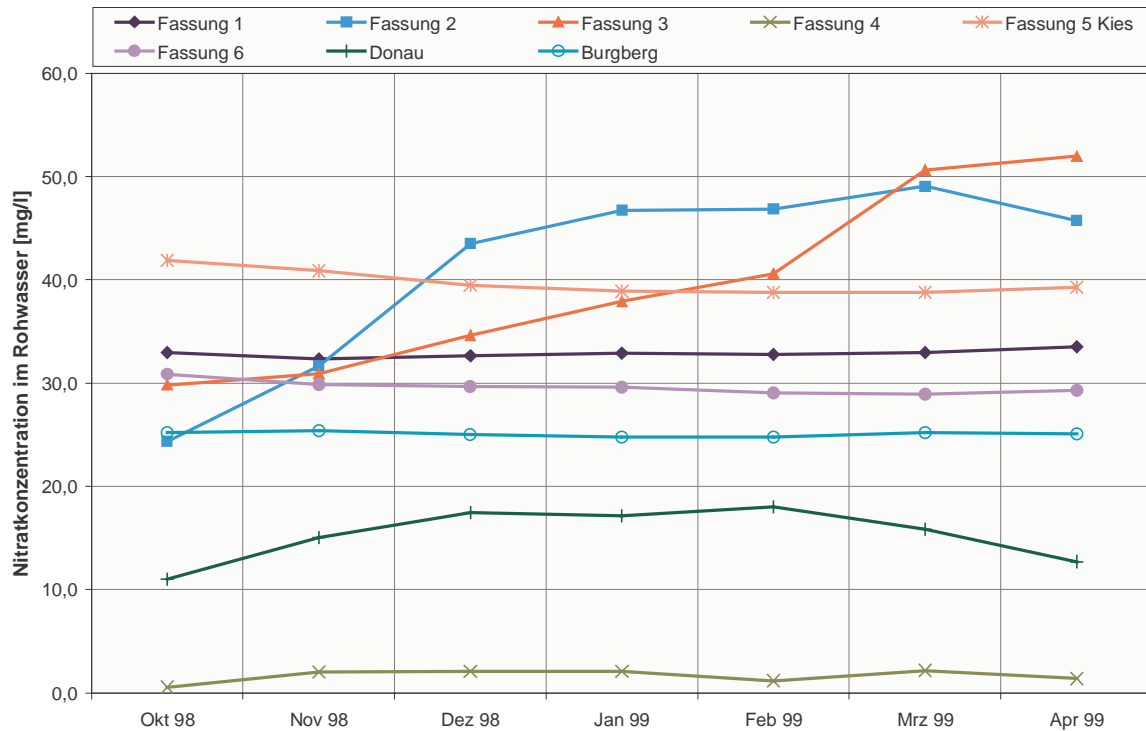


Abb. 10.2: Nitratkonzentrationen von Oktober 1998 bis April 1999 an den Fassungen 1 bis 6 sowie der Donau und dem Wasserwerk Burgberg

Die Verläufe der Nitrat- und Härtekonzentrationen weisen ab November 1998 höhere Werte auf als zuvor (siehe auch langjährige Zeitreihe in Kap. 3.2.1.2), so dass die Reaktion des Systems auf solche Vorkommnisse analysiert werden kann.

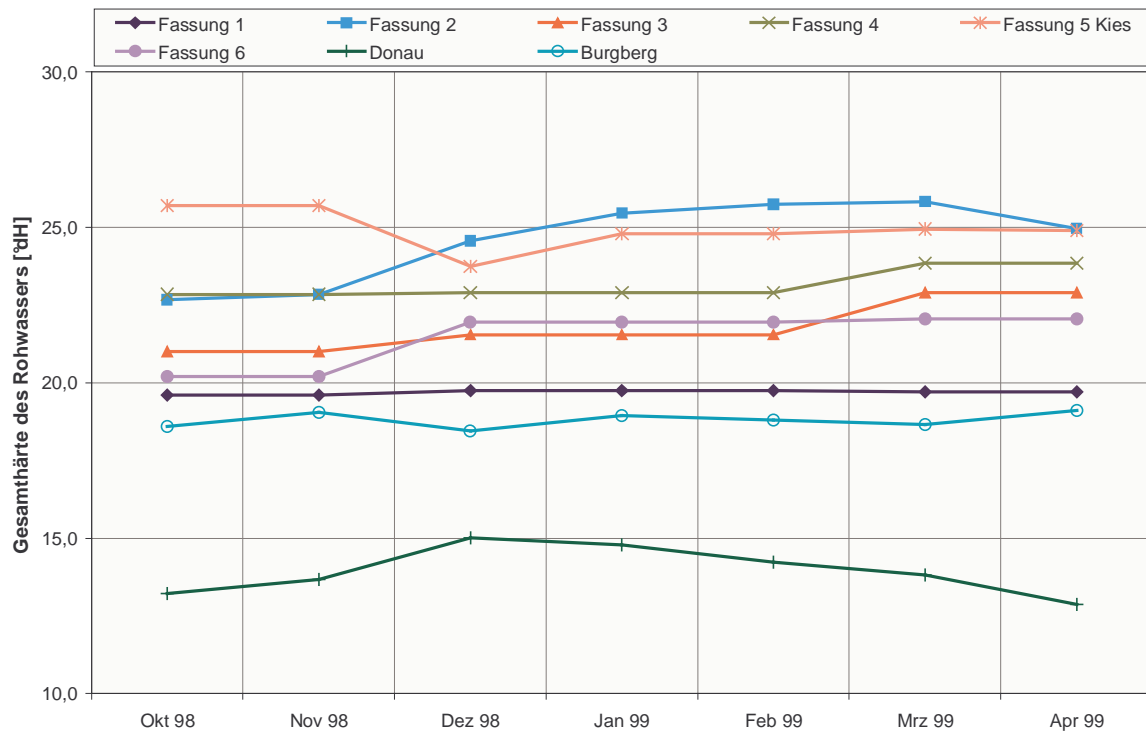


Abb. 10.3: Härtewerte von Oktober 1998 bis April 1999 an den Fassungen 1 bis 6 sowie der Donau und dem Wasserwerk Burgberg

10.4.2 Optimierung bei tatsächlicher Gesamtentnahme

Die tatsächliche Gesamtentnahme sowie die Neubildung von September 1998 bis April 1999 kann Tab. 10.1 entnommen werden.

Tab. 10.1: Tatsächliche Entnahmemengen (ohne Donau und Burgberg) und Neubildung zwischen September 1998 und April 1999

	Tatsächliche Entnahmemenge [l/s]	Neubildung [mm/Monat]	Neubildung Modell [m³/s]
September 1998	806	10,3	4,44
Oktober 1998	763	82,5	35,56
November 1998	644	58,2	25,08
Dezember 1998	680	31,7	13,66
Januar 1999	688	20,0	8,62
Februar 1999	823	49,4	21,29
März 1999	780	16,2	6,98
April 1999	719	7,3	3,15

Im Betrachtungszeitraum wurde signifikant weniger entnommen als durchschnittlich. Die mittlere Entnahme betrug 738 l/s gegenüber der durchschnittlichen Entnahme von ca. 940 l/s im Donauried. Die Neubildung ist besonders im Oktober außergewöhnlich hoch, wie in Tab. 10.1 ebenfalls dargestellt, und fällt dann konstant bis Januar. Im Februar folgt dann wieder ein Neubildungsereignis, welches die Piezometerhöhen noch einmal stark ansteigen lässt. Nachfolgend wird eine verbesserte Entnahmeverteilung für die tatsächliche Entnahme anhand des Optimierungssystems berechnet. Damit soll dargestellt werden, wie die tatsächliche Verteilung der Entnahme im Betrachtungszeitraum hätte optimiert werden können, so dass sich eine verbesserte Gesamtbewertung ergibt.

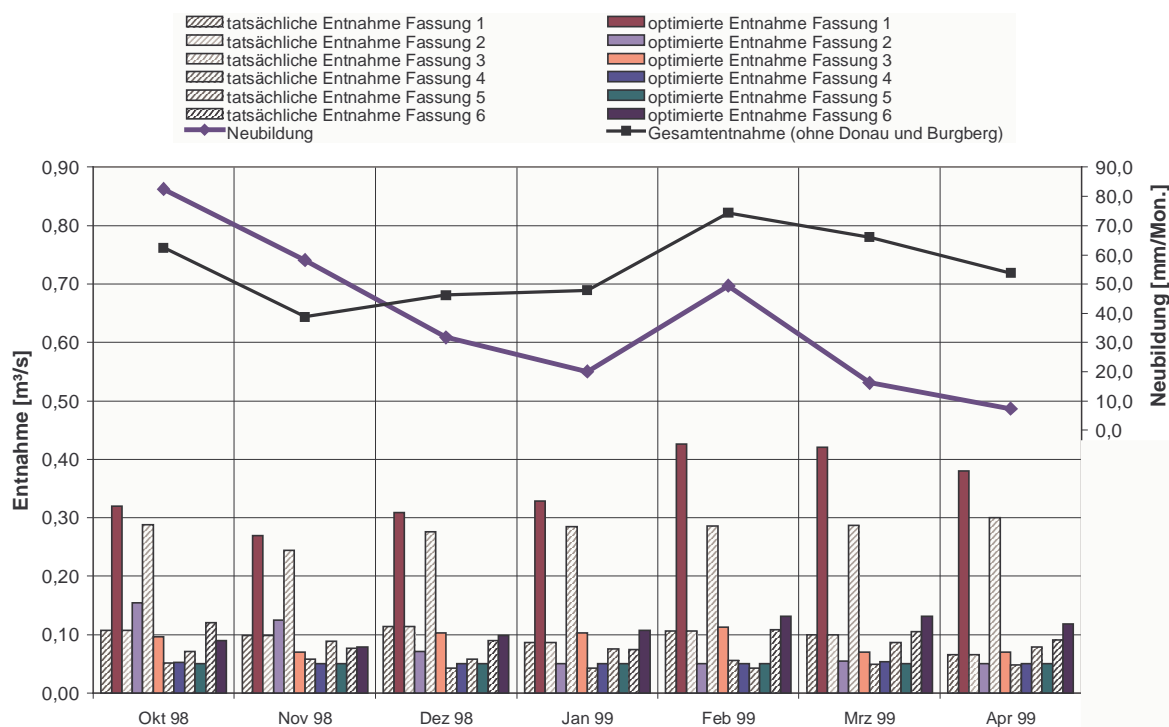


Abb. 10.1: Optimierte Entnahmeverteilung bei tatsächlicher Gesamtentnahme, Neubildung und tatsächliche Entnahmeverteilung von Oktober 1998 bis April 1999

Zunächst fällt die durchgängig hohe Entnahme an der Fassung 1 auf. Dieses Ergebnis konnte bereits bei der stationären Optimierung festgestellt werden. Dort wurde ebenfalls die Fassung 1 bis an ihr Maximum belastet, wobei die anderen Fassungen an ihrem Minimum blieben, und erst bei höheren Gesamtentnahmen von über 680 l/s wurden andere Fassungen gesteigert. Die wenigsten negativen Auswirkungen verursacht die Entnahme an Fassung 1 und die Schwankungen der instationär variierten Gesamtentnahme werden überwiegend durch sie ausgeglichen. Das Entnahmemaximum der Fassung 1 wird nur im Februar erreicht. Unterschiede zur stationären Optimierung werden an den anderen Fassungen deutlich. Die Rate an Fassung 2 sinkt von anfänglich hohen Entnahmen auf ihr Minimum und bleibt bis zum Ende des Betrachtungszeitraums niedrig. Bei der stationären Optimierung wurde Fassung 2 dann in Betrieb genommen, wenn für Fassung 1 und 6 maximale Entnahmen durch das Optimierungssystem vorgeschlagen wurden. Das ist hier nicht der Fall, an Fassung 2 wird aufgrund der hohen Nitratwerte ab November weniger Wasser entnommen. Die Entnahmemenge an Fassung 3 schwankt leicht, sie ist besonders bei hohen Grundwasserständen oder hoher Neubildung von Vorteil, trotz der hohen Nitratkonzentration. Die Entnahmemenge an Fassung 4 bleibt nahe an ihrem Minimum aufgrund des starken Einflusses des Kostennutzwertes auf die Optimierung. Bei der stationären Optimierung war die Entnahmemenge jedoch immer bei ca. 60-70 l/s optimal, da die Entnahme an dieser Fassung im Spannungsfeld zwischen Grundwasserabsenkung im landwirtschaftlich genutzten Umfeld und hohen Kosten steht. Die Entnahme an Fassung 5 bleibt analog zur stationären Lösung an ihrem Minimum. Die Entnahmemenge an Fassung 6 folgt in ihrer Tendenz der Menge an Fassung 1. Sie wird ebenfalls zum Ausgleich der schwankenden Gesamtentnahme genutzt. Die Möglichkeiten sind allerdings begrenzt, da die Maximalentnahme bei 129 l/s liegt.

Vergleicht man die optimalen Entnahmeraten mit den tatsächlichen, so lässt sich ein deutlicher Unterschied feststellen. An der Fassung 1 sollte viel mehr und an der Fassung 3 deutlich weniger entnommen werden. Dieses Ergebnis stimmt mit der stationären Optimierung überein.

Die Nutzwerte der Schwerpunktbereiche sind in Abb. 10.2 dargestellt.

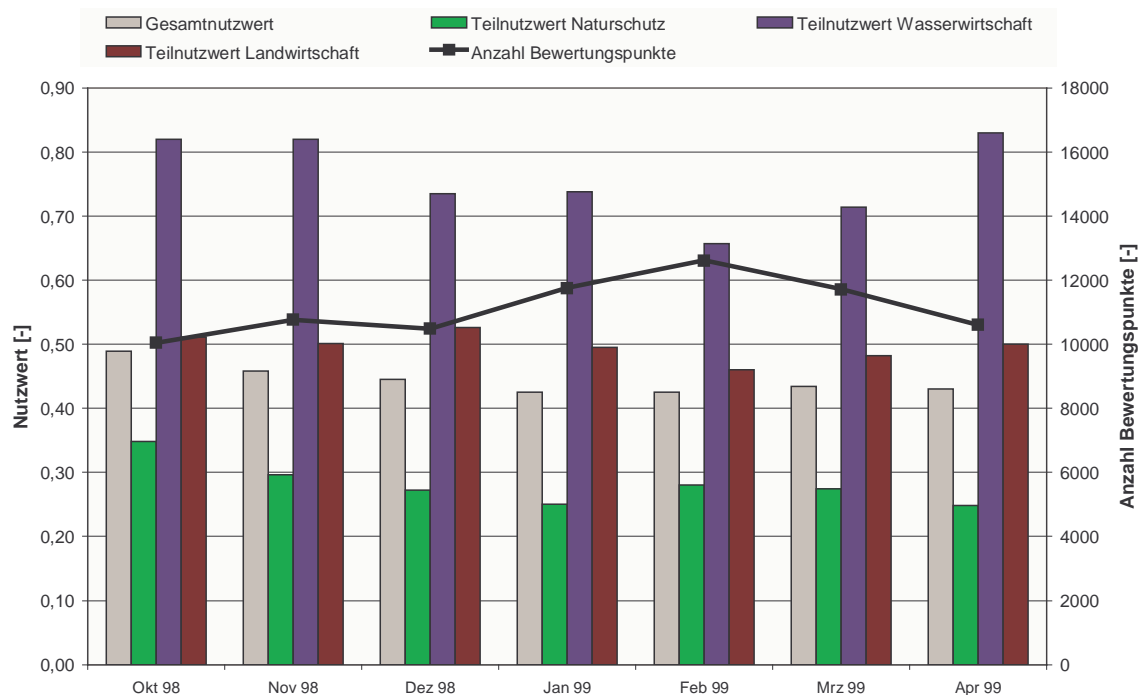


Abb. 10.2: Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung der tatsächlichen Entnahme von Oktober 1998 bis April 1999

Die Schwankungen der Teilnutzwerte in Abb. 10.2 resultieren u. a. daraus, dass die Bewertungsgrößen nun für jeden Monat neu bestimmt werden und deren Anzahl zwischen 10000 und 12100 schwankt. Wie in Kap. 9.3.1 gezeigt wird, ist es dadurch gelungen, den Einfluss der Hydrologie auf die Gesamtnutzwerte zu verringern, in dem nur die Bewertungsgrößen in der Optimierung berücksichtigt werden, die sich durch die Grundwasserentnahme beeinflussen lassen.

Die Anzahl der Bewertungsgrößen folgt der Hydrologie, bei steigenden Grundwasserständen steigt auch sie und bei fallenden wie im April fällt sie. Die Größe des Gesamtnutzwerts verhält sich analog zur Tendenz der Neubildung, er fällt bis Februar leicht ab und steigt dann wieder an. Der Teilnutzwert des Schwerpunktbereichs Wasserwirtschaft wird direkt beeinflusst vom Teilnutzwert Nitrat, wie in Abb. 10.3 gut zu erkennen ist. Der Schwerpunktbereich Naturschutz erreicht wie erwartet höhere Nutzwerte bei höheren Grundwasserständen. Ihm wird auch hier bei der instationären Optimierung der geringste Teilnutzwert zugeordnet. Der Teilnutzwert der Landwirtschaft verhält sich umgekehrt proportional zur Tendenz der Neubildung und zu den Piezometerhöhen. Im Februar erreicht die Landwirtschaft ihren geringsten Teilnutzwert aufgrund der hohen Neubildung. Die Zielerfüllungsgrade in den einzelnen Schwerpunktbereichen sind in Abb. 10.3 dargestellt.

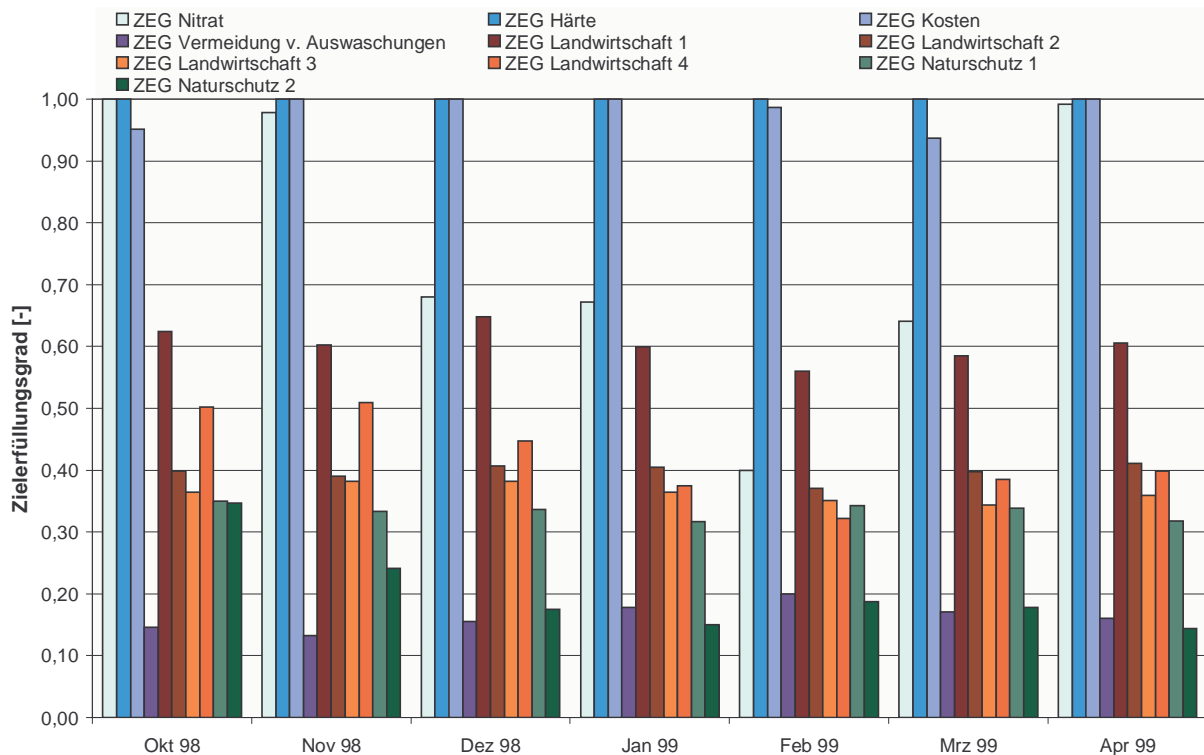


Abb. 10.3: Zielerfüllungsgrade bei Optimierung der tatsächlichen Entnahme von Oktober 1998 bis April 1999

Im Schwerpunktbereich Naturschutz ist der Zielerfüllungsgrad (ZEG) Naturschutz 1 nahezu konstant, die Schwankungen ergeben sich fast ausschließlich aus dem ZEG Naturschutz 2. Die Bewertung dieser Flächen reagiert sensibel auf veränderte Grundwasserstände, allerdings kaum auf die Neubildung. Im Schwerpunktbereich Landwirtschaft ist die Landwirtschaft 4 die sensibelste Größe, sie enthält die wenigsten Bewertungspunkte. Andererseits hat der ZEG Landwirtschaft 4 mit nur 5% eine sehr geringe Gewichtung innerhalb der Nutzungsgruppe Landwirtschaft. Die größte Gewichtung mit 50% hat Landwirtschaft 1. Im Schwerpunktbereich Wasserwirtschaft ist die Beeinflussung des Teilnutzwerts durch die Bewertungsgröße Nitrat gut zu erkennen. Der schlechte ZEG kann im April durch eine Steigerung der Entnahme an Fassung 6 und eine Senkung der Entnahme an Fassung 3 wieder erhöht werden. Der Teilnutzwert der Bewertungsgröße Härte bleibt konstant bei 100%.

10.4.3 Optimierung bei einer Gesamtentnahme von 1000 l/s

Die Entnahmeverteilung des gleichen Zeitraums Oktober 1998 bis April 1999 wurde nun mit einer Gesamtentnahme von 1000 l/s optimiert, anstatt der tatsächlichen Entnahmemenge. Die Ergebnisse sind in Abb. 10.1 dargestellt.

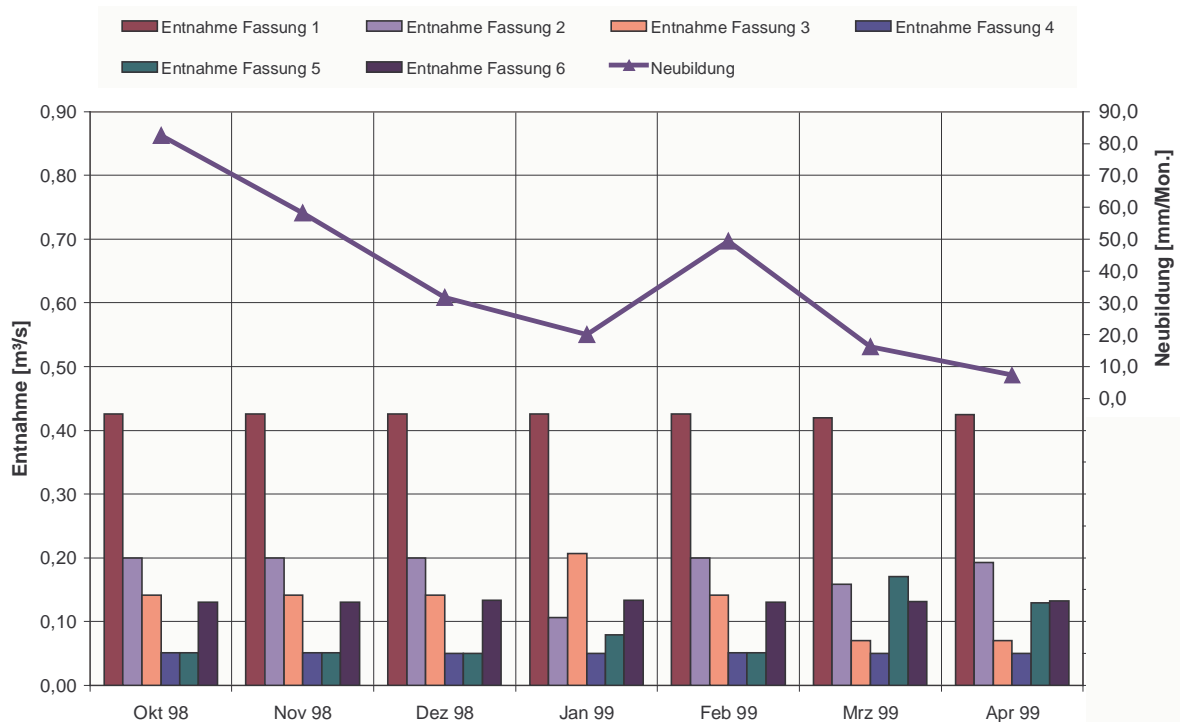


Abb. 10.1: Optimierte Entnahmeverteilung bei 1000 l/s Gesamtentnahme und Neubildung von Oktober 1998 bis April 1999

Die Verteilung der Entnahme auf die einzelnen Fassungen stellt sich nun etwas anders dar als dies bei der tatsächlichen Gesamtmenge der Fall war. Die Differenzmenge von ca. 200 l/s zwischen der tatsächlichen Entnahme und den 940 l/s wird zunächst durch die Fassung 1 versucht zu decken. Die Entnahmemenge an dieser Fassung ist konstant an ihrem Maximum. Dies ist analog zur stationären Optimierung. Die Entnahmemenge an Fassung 2 ist nun ebenfalls höher, trotz der hohen Nitratkonzentrationen. Die Entnahmemenge an Fassung 3 wird gesteigert bis Januar und fällt dann zu Gunsten der Entnahmemenge an Fassung 5 wieder ab. Der Grund für das Steigern der Entnahme an Fassung 5 liegt an den hohen Nitratgehalten des Wassers der Fassung 3. Diese übersteigen sogar die des Rohwassers der Fassung 2. Die Entnahmemenge an Fassung 4 ist eng mit dem Teilnutzwert Kosten verknüpft und wird deshalb nicht gesteigert. Die Entnahmemenge an Fassung 6 ist bereits konstant an ihrem Maximum.

Mit diesen Entnahmen ergeben sich die in Abb. 10.2 dargestellten Nutzwerte. Die Anzahl der Bewertungsgrößen ist geringer als dies bei der tatsächlichen Entnahme der Fall war, da die höhere Entnahme die Grundwasserstände generell absenkt. Der Teilnutzwert der Wasserwirtschaft kann bei dieser Entnahme nicht mehr so hoch gehalten werden. Es muss ein Kompromiss eingegangen werden, der Teilnutzwert für den Naturschutz bleibt nahezu konstant trotz ca. 200 l/s höherer Entnahme im Vergleich zur tatsächlichen Menge. **Der Teilnutzwert des Vorrangbereichs Landwirtschaft steigert sich sogar erheblich, die niedrigeren Grundwasserverhältnisse sind hier von Vorteil.**

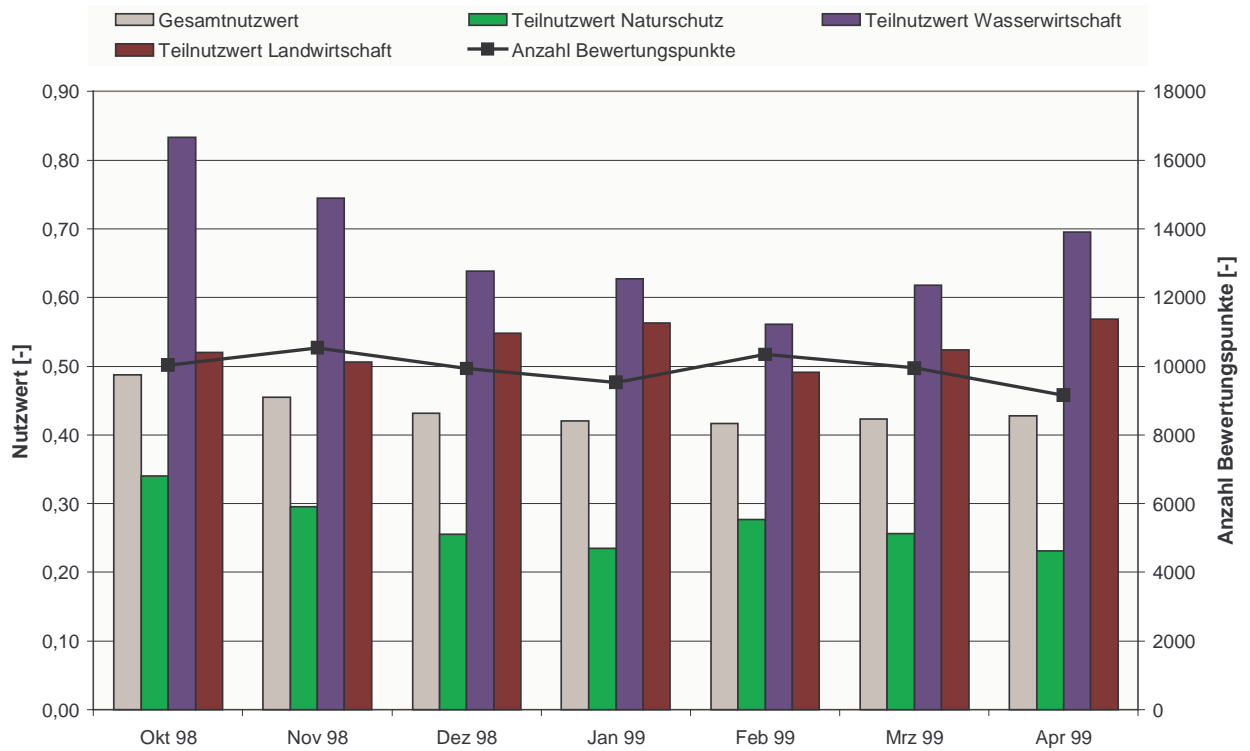


Abb. 10.2: Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Schwerpunktbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung mit einer Gesamtentnahme von 1000 l/s von Oktober 1998 bis April 1999

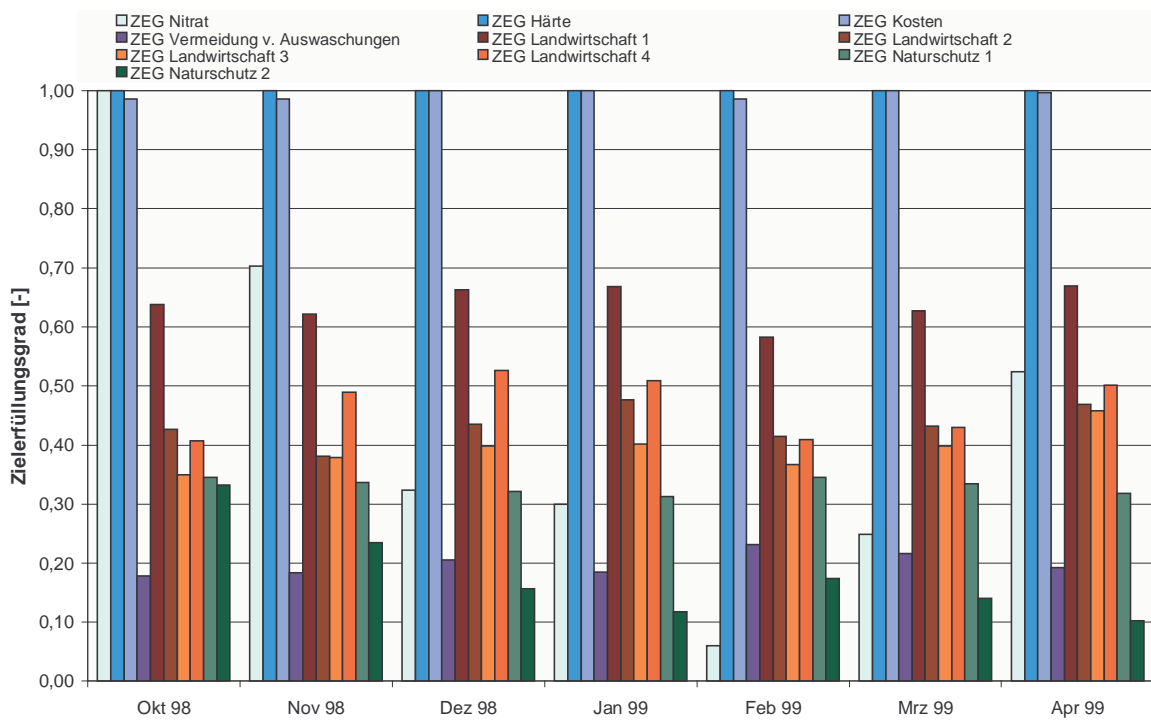


Abb. 10.3: Zielerfüllungsgrade bei Optimierung einer Gesamtentnahme von 1000 l/s von Oktober 1998 bis April 1999

Bei einer Gesamtentnahme von 1000 l/s können die hohen Nitratkonzentrationen der Fassungen 2 und 3 nicht mehr durch Umschalten auf andere Fassungen kompensiert werden, der ZEG Nitrat sinkt rapide ab bis Februar, erst dann wird aufgrund der fallenden Nitratwerte der Donau dieser ZEG stabilisiert. Die Härte und die Kosten bleiben bei nahezu 100%. Das Verhalten der anderen Teilnutzwerte wie Naturschutz 1 bzw. 2 und der Landwirtschaft ist analog zum Verlauf bei den tatsächlichen Entnahmemengen aber verstärkt zu erkennen.

Die Optimierung mit 1000 l/s zeigt, dass die Entnahme auch in Zeiten niedriger Grundwasserstände gegenüber der tatsächlichen Situation noch gesteigert werden kann. Steigt die Entnahme allerdings auf Spitzenentnahmen, wie dies zeitweise in Sommermonaten aufgrund des Bedarfs notwendig ist, so kann der Gesamtnutzwert auch stark zurückgehen. Detaillierte Untersuchungen hierzu sind nicht durchgeführt worden, aber ggf. im Betrieb des Optimierungssystems als Prognosewerkzeug notwendig.

10.4.4 Optimierung bei freier Gesamtentnahme

Bei freier Gesamtentnahme kann die Gesamtentnahme von PEST gewählt werden. Da allerdings eine Entnahme von weniger als 570 l/s aus dem Donauried für den Zweckverband Landeswasserversorgung nicht möglich ist (vgl. Tab. 6.1), wird die minimale Entnahme auf 570 l/s begrenzt. Die Gesamtförderung schwankt nun zwischen 989 l/s zu Beginn und sinkt auf 570 l/s ab.



Abb. 10.1: Optimierte Entnahmeverteilung bei freier Gesamtentnahme und realer Neubildung von Oktober 1998 bis April 1999

Die Entnahmemenge an der Fassung 5 wird minimal gehalten. Sie wird wie bei den vorherigen Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme ebenfalls nicht genutzt. Die Ent-

nahme an der Fassung 6 schwankt zwischen 120 l/s und der Minimalentnahme. Die Entnahmen an den Fassungen 2 und 3 werden ab November stark reduziert, da dann die Nitratwerte ansteigen. Fassung 4 wird hier mit der gleichen Entnahme beansprucht wie bei der stationären Optimierung. Die Entnahme an Fassung 1 ist vergleichbar mit der stationären Optimierung.

Die Gesamtnutzwerte liegen ohne vorgegebene Gesamtentnahme wie erwartet höher als bei den vorangegangenen Optimierungen.

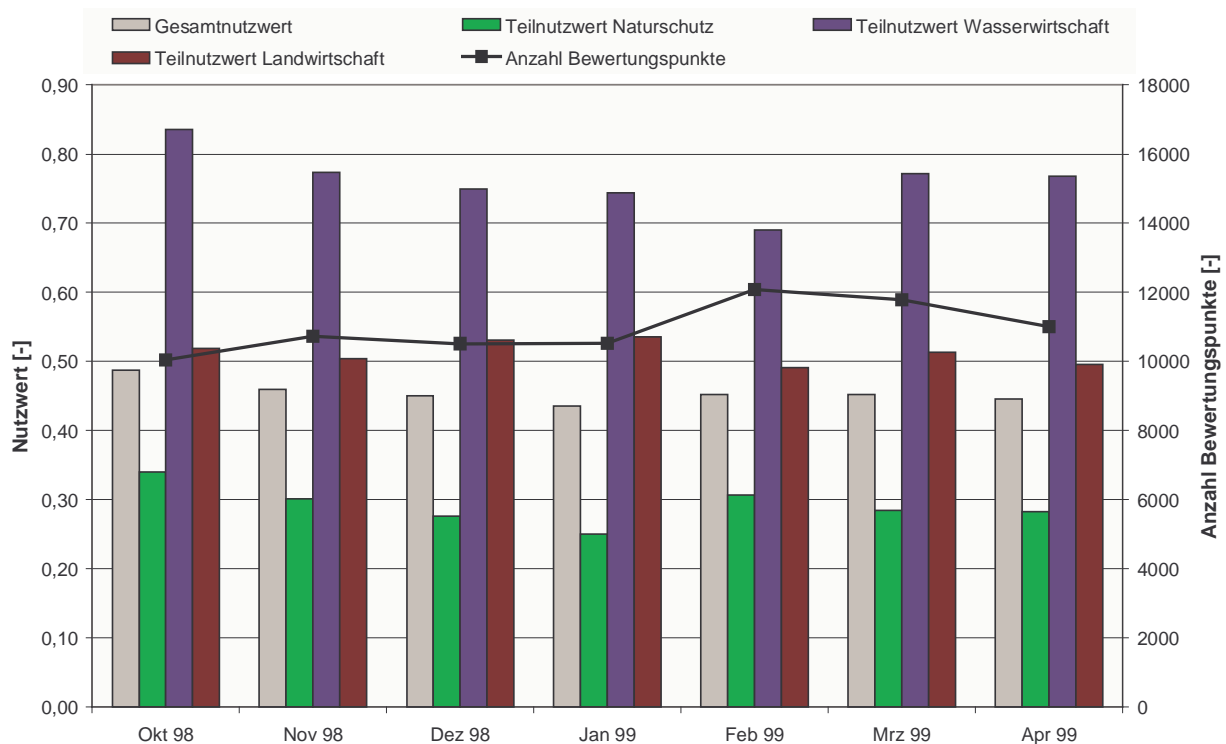


Abb. 10.2: Gesamtnutzwert, Teilnutzwerte der Vorrangbereiche und Anzahl der Bewertungspunkte bei Optimierung mit freier Gesamtentnahme von Oktober 1998 bis April 1999

Die Teilnutzwerte sind die höchsten von allen drei instationären Optimierungen, besonders der Teilnutzwert des Naturschutzes und der Wasserversorgung wird gesteigert. Offensichtlich trägt Composite Programming dazu bei, dass diese Bereiche verstärkt optimiert werden. Das Optimierungsergebnis zeigt, dass die Anstiege der Nitratkonzentration durch eine optimierte Entnahme ausgeglichen werden können. Die Landwirtschaft wird dagegen nicht verstärkt optimiert. Genauerem Aufschluss gibt die Analyse der Teilnutzwerte wie in Abb. 10.3 dargestellt.

Die Zielerfüllungsgrade für Nitrat sind bei der freien Optimierung deutlich besser als in den vorangegangenen Optimierungen. Im Schwerpunktbereich Landwirtschaft erreicht kein Teilnutzwert eine erkennbare Steigerung. Die ZEG für Landwirtschaft 2 sind insbesondere am Ende des Betrachtungszeitraumes höher als in den vorangegangenen Optimierungsbeurteilungen.

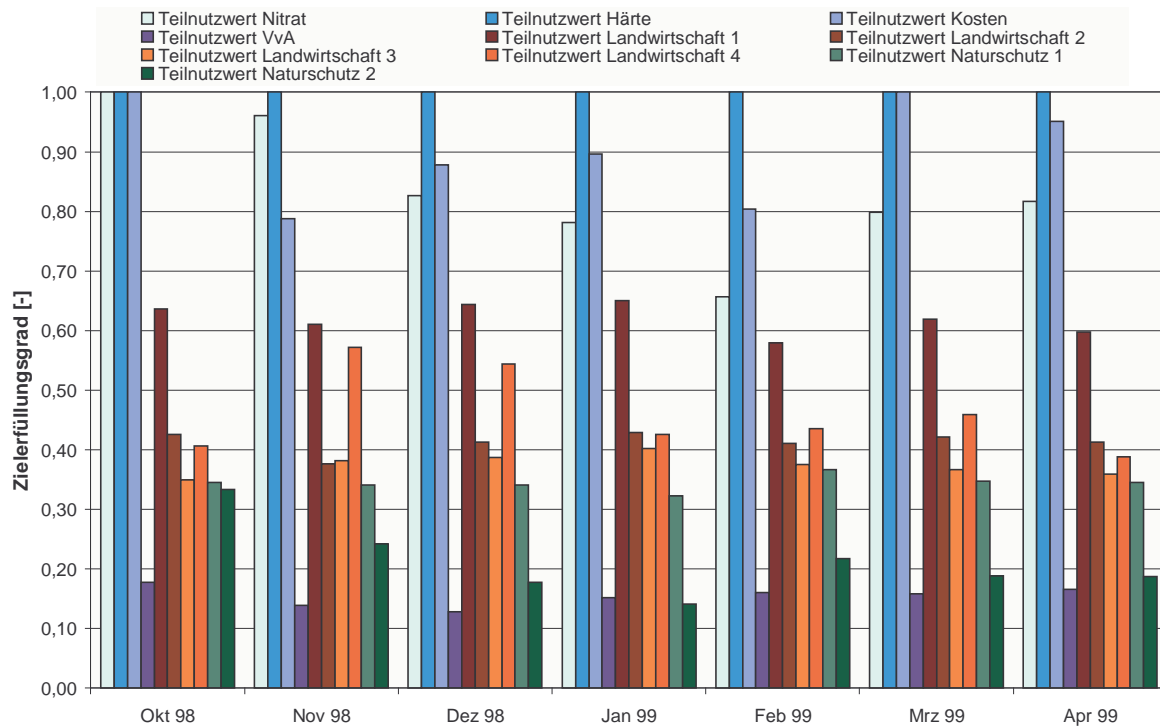


Abb. 10.3: Zielerfüllungsgrade bei Optimierung mit freier Gesamtentnahme von Oktober 1998 bis April 1999

10.4.5 Vergleich der Optimierungen

Die Gesamtnutzwerte und die Teilnutzwerte der Vorrangbereiche der verschiedenen Optimierungen werden nun miteinander verglichen. In Abb. 10.1 ist der Vergleich der Gesamtnutzwerte dargestellt.

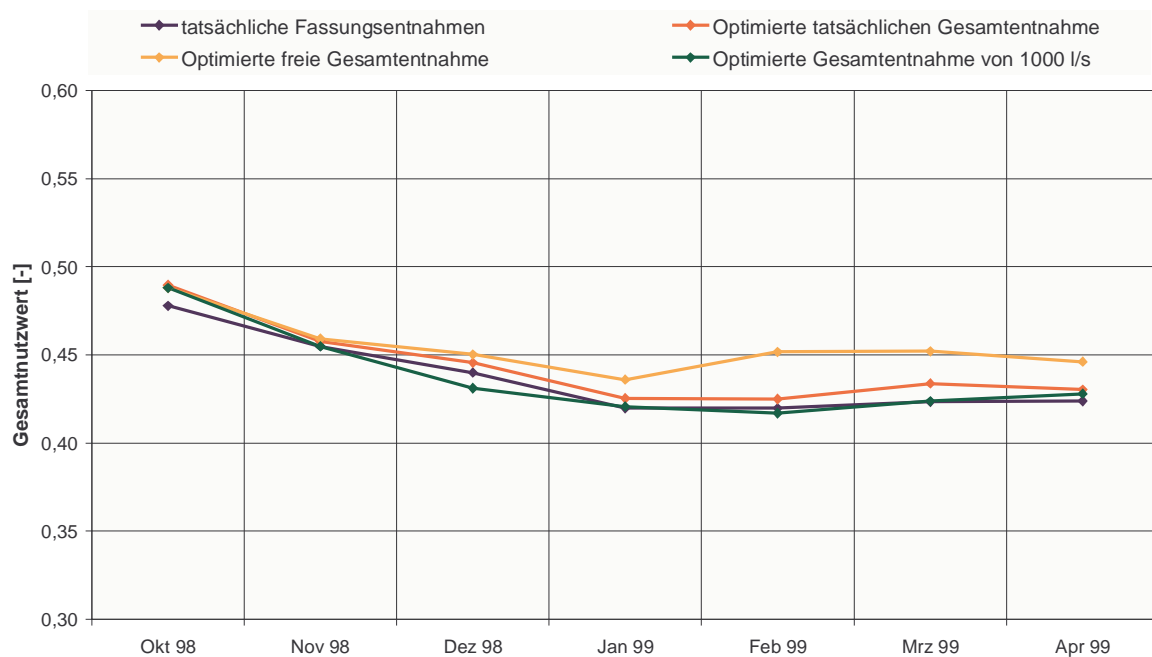


Abb. 10.1: Vergleich der Gesamtnutzwerte für die verschiedenen Optimierungen und des Gesamtnutzwerts der tatsächlichen Fassungsentnahmen

Im Oktober und November 1998 ist eine Optimierung praktisch ohne Auswirkung, die starke Neubildung lässt die Grundwasserverhältnisse so stark ansteigen, dass eine Umverteilung oder eine geringere Gesamtentnahme untergeordnet ist. Aufgrund des starken Grundwasseraufstiegs ist der Gesamtnutzwert hier am größten. Danach fallen die Gesamtnutzwerte aufgrund der sich verringernden Neubildung. Ab Dezember dann allerdings verlaufen die Entwicklungen nicht mehr parallel. Die erwartete Rangfolge zeichnet sich im Dezember besonders gut ab. Die hohe vorgegebene Gesamtentnahme von 1000 l/s erreicht den schlechtesten Gesamtnutzwert, gefolgt von der tatsächlichen Bewirtschaftung mit 680 l/s. Eine Optimierung dieser Entnahme äußert sich durch einen höheren Nutzwert. Die freie Entnahme hat ab diesem Zeitpunkt den besten Gesamtnutzwert und die Differenz zu den anderen Szenarien wächst bis auf 3-3,5% an. Vergleicht man diese Differenz mit der potentiellen Bandbreite der Gesamtnutzwerte der bisherigen Bewirtschaftung von 1993 bis 1996 von ca. 14% (siehe Kap. 9.3.1), so ist das vergleichsweise viel. **Dass die optimierte Entnahme bei 1000 l/s in etwa die gleichen Gesamtnutzwerte erreicht wie die tatsächliche Entnahme zeigt, dass bei optimierter Bewirtschaftung bei gleichem Nutzwert insgesamt mehr Wasser entnommen werden kann.** Eine Optimierung der tatsächlichen Entnahme bringt in etwa einen um 0,5 bis 1% besseren Gesamtnutzen. Aufschluss über das Zustandekommen dieser Gesamtnutzwerte geben die Teilnutzwerte der einzelnen Schwerpunktbereiche. In Abb. 10.2 sind die Teilnutzwerte des Schwerpunktbereichs Naturschutz dargestellt.

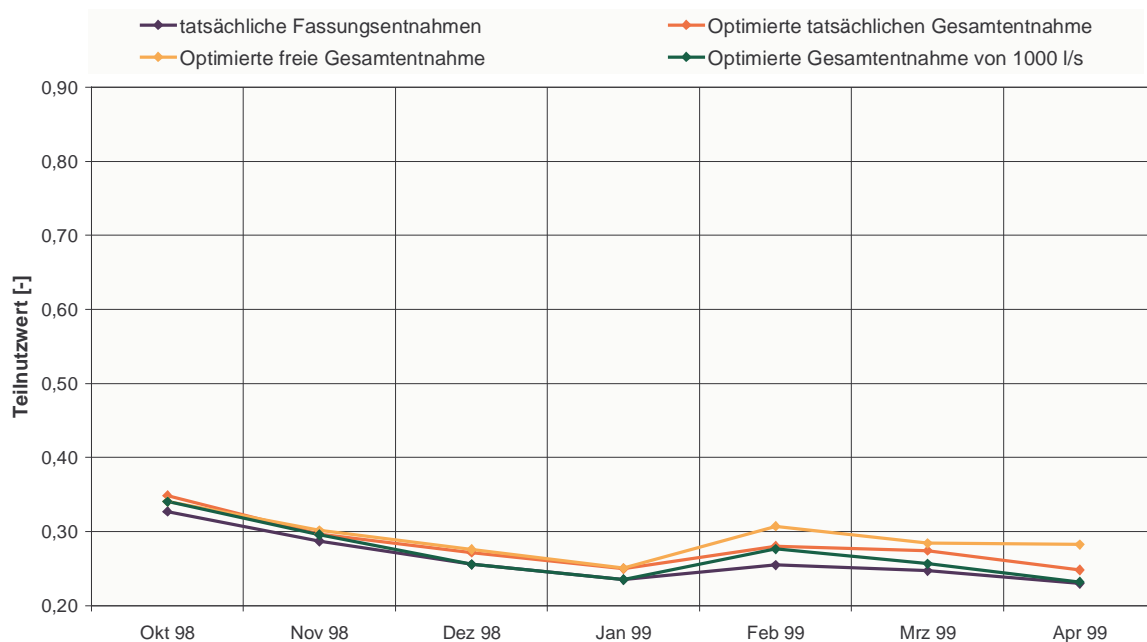


Abb. 10.2: Vergleich der Teilnutzwerte Naturschutz für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen

An der großen Ähnlichkeit der Verläufe des Teilnutzens Naturschutz und des Gesamtnutzwertes wird der Einfluss des Naturschutzes auf die Gesamtbewertung aufgrund der Kompensation von Composite Programming deutlich. Für den Naturschutz zeigt sich hier ebenfalls die bessere Bewertung geringerer Gesamtentnahmen. Die starke Neubildung im Februar drückt sich durch ein rapides Ansteigen der Teilnutzwerte aus.

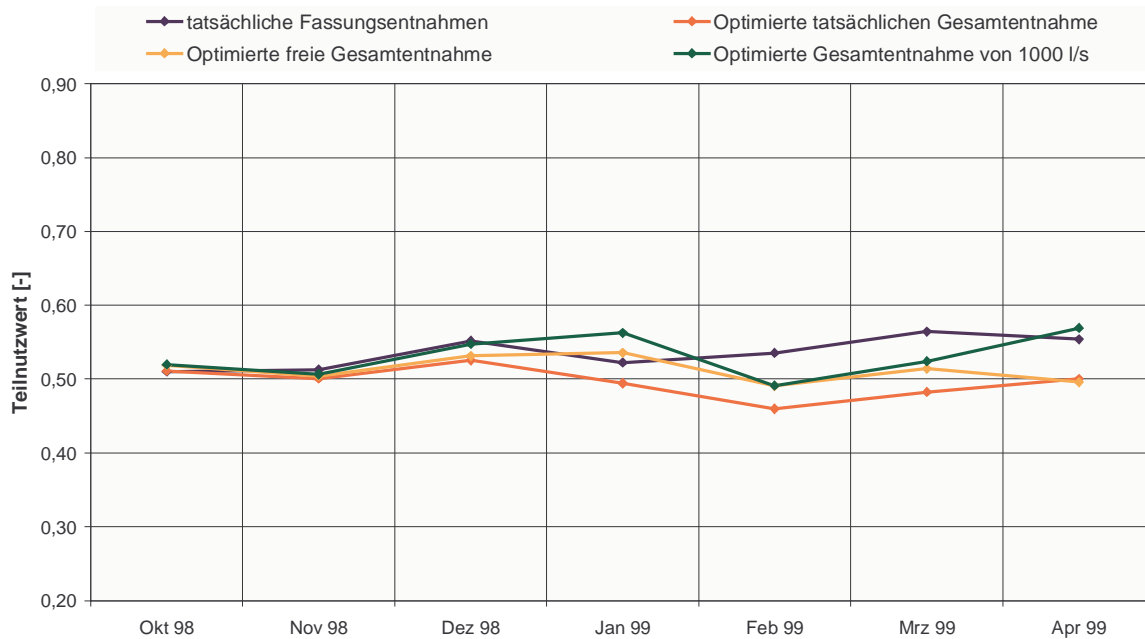


Abb. 10.3: Vergleich der Teilnutzwerte Landwirtschaft für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen

Der Teilnutzwert der Landwirtschaft hat größere Schwankungsbreiten als der des Naturschutzes. Die Rangfolge der Bewertung der Bewirtschaftungen, wie sie beim Naturschutz und beim Gesamtnutzen zu sehen war, ist hier nicht mehr zu erkennen. Die tatsächliche Bewirtschaftung erreicht außer in drei Monaten immer die beste Bewertung. In zwei von diesen drei Monaten erreicht nur die Bewirtschaftung mit 1000 l/s eine bessere. Die Optimierung geht also teilweise auf Kosten der Landwirtschaft, die freie Bewirtschaftung schneidet hier nicht besser ab als die tatsächliche. Die optimierte tatsächliche Entnahme wird in diesem Schwerpunktbereich am schlechtesten bewertet.

Die Teilnutzwerte der Wasserwirtschaft ergeben sich wie in Abb. 10.4 dargestellt.

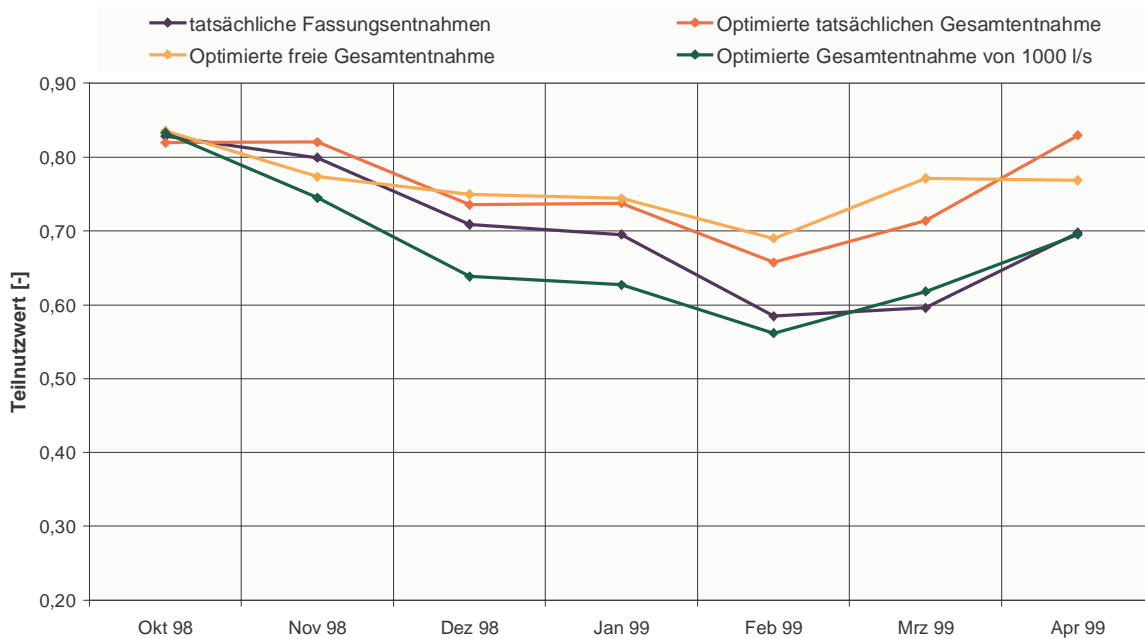


Abb. 10.4: Vergleich der Teilnutzwerte Wasserwirtschaft für die verschiedenen Optimierungen und der tatsächlichen Fassungsentnahmen

Der Teilnutzwert der Wasserwirtschaft hat eine höhere Schwankungsbreite als die übrigen. Bis zu 30% liegen zwischen den verschiedenen Optimierungen. Die freie Optimierung zeichnet sich durch konstant hohe Nutzwerte zwischen 75 und 80% aus. Nur hier kann ein Absinken des Teilnutzens wegen der hohen Nitratwerte verhindert werden. Aber auch die freie Entnahme erreicht nicht immer die beste Bewertung, hier zeigt sich der Kompromiss zu den anderen Schwerpunktbereichen. Die Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme folgen in etwa dem Verlauf der Nitratkonzentration, mit im März bzw. April wieder ansteigenden Werten bei sinkenden Konzentrationen. Durch eine Optimierung der tatsächlichen Entnahme können bei der Wasserwirtschaft durchaus 10-15% höhere Bewertungen erzielt werden. Die Entnahme von 1000 l/s ergibt erst gegen Ende des Optimierungszeitraums Teilnutzwerte, die ähnlich der tatsächlichen Bewirtschaftung sind.

10.5 Zusammenfassung

Das Optimierungssystem für instationäre Verhältnisse wurde exemplarisch für den Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 auf die Grundwasserentnahme im Donauried angewendet. Dabei ist zu beachten, dass die Nutzwerte einerseits von der Hydrologie und andererseits von der Grundwasserentnahme im Donauried beeinflusst werden. Um den hydrologischen Einfluss auf die Bewertung weitgehend auszugleichen, wird für jeden Monat vor der Optimierung die Anzahl der Bewertungspunkte für die einzelnen Schwerpunktbereiche bestimmt, indem die Möglichkeit zur Optimierung überprüft wird. Aber dennoch ist der hydrologische Einfluss noch deutlich in den Teilnutzwerten für Naturschutz und Wasserversorgung erkennbar.

Wird die Grundwasserentnahme ohne eine vorgegebene Gesamtentnahme optimiert, so ergeben sich optimale Entnahmeraten, die unterhalb der mittleren Entnahme bzw. der tatsächlich in diesem Zeitraum entnommenen Wassermenge liegen. Das bedeutet, dass eine freie Optimierung im Hinblick auf die bereitzustellende Wassermenge nicht sinnvoll ist, obwohl sich bei der freien Optimierung Nutzwerte einstellen, die über den Nutzwerten der Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme liegen. Dass das Optimierungssystem bei der freien Optimierung die Fassungsentnahmen stark zurückfährt, liegt hauptsächlich in der schlechten Qualität der Rohwässer (Nitrat) im Betrachtungszeitraum begründet.

Die Optimierungen mit vorgegebener Gesamtentnahme entsprechend der tatsächlichen Entnahme zeigen, dass sich die Gesamtnutzwerte mit einer Optimierung verbessern lassen. Erfolgt eine Optimierung mit einer Gesamtentnahme von 1000 l/s (ca. 200 – 300 l/s über der tatsächlichen Entnahme), so können Gesamtnutzwerte innerhalb des Betrachtungszeitraumes erreicht werden, die denen der tatsächlichen (geringeren) Entnahme entsprechen. **Das bedeutet, dass die Gesamtentnahme durch Umverteilung gegenüber der tatsächlichen Entnahme ohne Einbußen für das Gesamtsystem gesteigert werden kann.**

Vergleicht man die zeitliche Entwicklung der Teilnutzwerte, so lässt sich feststellen, dass die Teilnutzwerte für die Schwerpunktbereiche Wasserversorgung und Landwirtschaft bei den unterschiedlichen Optimierungen mit zunehmender Zeitachse eine größere Bandbreite aufweisen. Die Bandbreite der Teilnutzwerte für Naturschutz ist dagegen deutlich kleiner. **Dies zeigt, dass die hydrologischen Einflüsse für den Vorrangbereich Naturschutz gegenüber denen einer optimalen Entnahmeverteilung dominieren. Eine Verbesserung der Verhältnisse für den Naturschutz durch eine optimale Entnahme ist damit nur eingeschränkt möglich.**

Mit dem neu entwickelten Optimierungssystem für instationäre Prozesse und der Anwendung im Donauried ist der Grundstein für ein dynamisches Grundwassermanagementsystem gelegt. Nachfolgend ist die Anwendung eines dynamischen Grundwassermanagementsystems zur Abschätzung der optimalen Entnahmeverhältnisse am Beispiel des Donaurieds aufgezeigt.

11 DYNAMISCHES GRUNDWASSERMANAGEMENT-SYSTEM

11.1 Übersicht

Das entwickelte Optimierungssystem für instationäre Verhältnisse lässt sich in der praktischen Anwendung auch als dynamisches Managementsystem einsetzen. So können für einen bestimmten Zeitraum in der Zukunft optimale Entnahmeverhältnisse prognostiziert werden. Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden exemplarisch Prognosebetrachtungen für den April 1999 durchgeführt. Der April ist der letzte Monat, der im Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 bei der instationären Optimierung (siehe Kap. 10.4) betrachtet wurde.

Die Unsicherheiten bei der Prognose der optimalen Entnahmeverteilung im Rahmen eines Grundwassermanagements betreffen im wesentlichen zwei Größen, die vorab unbekannt sind. Dies ist zunächst die *Gesamtentnahme* für den Prognosemonat. Die Gesamtentnahme ist abhängig vom Trinkwasserverbrauch der Kunden des Wasserversorgungsunternehmens und von betrieblichen Randbedingungen (z.B. unterschiedlich starke Nutzung der Wasserressourcen). Der prognostizierte Wasserbedarf muss zunächst anhand von Erfahrungswerten für den jeweiligen Monat abgeschätzt werden. Die zweite wesentliche unbekannt Größe ist die *Grundwasserneubildung*. Sie ist abhängig vom Niederschlag, den klimatischen Verhältnissen und dem aktuellen Bodenwassergehalt vor dem Niederschlagsereignis. Diese Größe ist nicht voraussehbar und mit größeren Unsicherheiten behaftet als die Entnahmemenge. Für die Wasserversorgungsunternehmen sind die Bewertungsgrößen Nitrat- und Härtekonzentrationen an den Fassungen a priori ebenfalls unbekannt. Da hier aber die Schwankungsbreiten von einem Monat zum nächsten vergleichsweise gering sind, kann entweder von den Werten des aktuellen Monats ausgegangen oder aber eine Extrapolation der jüngsten Entwicklung vorgenommen werden.

Um nun ausgehend von den Ergebnissen des Monats April 1999 die Entnahme für den darauffolgenden Monat Mai 1999 in Abhängigkeit von den unbekannt Größen Gesamtentnahme und Grundwasserneubildung optimieren zu können, müssen mehrere Szenarien untersucht werden. Nachfolgend werden sechs mögliche Szenarien betrachtet, deren Eintreten für den kommenden Monat unterschiedlich wahrscheinlich ist. Die Optimierung erfolgt ausgehend vom März 1999, für den die tatsächliche Entnahmemenge, die tatsächliche Neubildung und die tatsächlichen Nitrat- und Härtewerte bekannt sind. Für den April 1999 wird davon ausgegangen, dass 719 l/s benötigt werden. Dies entspricht der tatsächlichen Gesamtentnahme im April 1999. Um die Unsicherheit dieser Entnahmeprognose berücksichtigen zu können, werden auch Optimierungsrechnungen mit der Bandbreite von $\pm 20\%$ durchgeführt. Bei der Neubildung werden drei Szenarien betrachtet. Die wahrscheinlichste Neubildung ist das langjährige Monatsmittel für den April. Darüber hinaus wird keine Grundwasserneubildung als untere Grenze und eine maximale Grundwasserneubildung angesetzt,

die der größten Grundwasserneubildung im April der letzten 10 Jahre entspricht. Die sich daraus ergebenden Prognosevarianten für die Optimierung sind in Tab. 11.1 zusammengefasst. Um die Prognoseergebnisse vergleichen zu können, wurde auch die tatsächliche Neubildung im April 1999 mit tatsächlicher Entnahme im Optimierungssystem betrachtet.

Tab. 11.1: Übersicht über die betrachteten Szenarien der Prognose des April 1999.

		Neubildung				
		Keine	Tatsächliche	Mittlere	Maximale	Wert [l/s]
Entnahmemenge	Tatsächliche -20%			X		575
	Tatsächliche	X	X	X	X	719
	Tatsächliche +20%			X		863
	Wert [mm/Mon.]	0,0	7,30	16,04	76,43	

11.2 Das Optimierungssystem

Die Vorgehensweise bei der Optimierung ist identisch zur instationären Optimierung (siehe Kap. 10). Es wird auch bei der Prognose ein Zeitraum von 2 Monaten betrachtet. Im ersten Monat werden die tatsächlichen Verhältnisse (Entnahme und Grundwasserneubildung) angesetzt. Anschließend wird der Prognosemonat berechnet. In 6 Optimierungsbetrachtungen werden die in Tab. 11.1 zusammengestellten Randbedingungen angesetzt. Innerhalb einer Optimierungsbetrachtung wird entsprechend der Vorgehensweise in Kap. 10 zunächst die Anzahl der Bewertungsgrößen durch einen Modelllauf ohne Grundwasserentnahme bestimmt. Danach erfolgt die Optimierung der instationären Strömungsverhältnisse mit dem instationären Bewertungssystem.

11.3 Vergleich der Optimierungen für die tatsächliche Entnahmemenge bei Variation der Neubildung

Die Neubildung hat einen großen Einfluss auf die Grundwasserstände und somit aufgrund der Vorgehensweise bei der Berechnung des Optimierungspotentials auf die Anzahl der Bewertungsgrößen. Die Auswirkungen auf die Anzahl der Bewertungsgrößen in Abhängigkeit von der Neubildung im Optimierungsmonat April ist in Abb. 11.1 wiedergegeben:

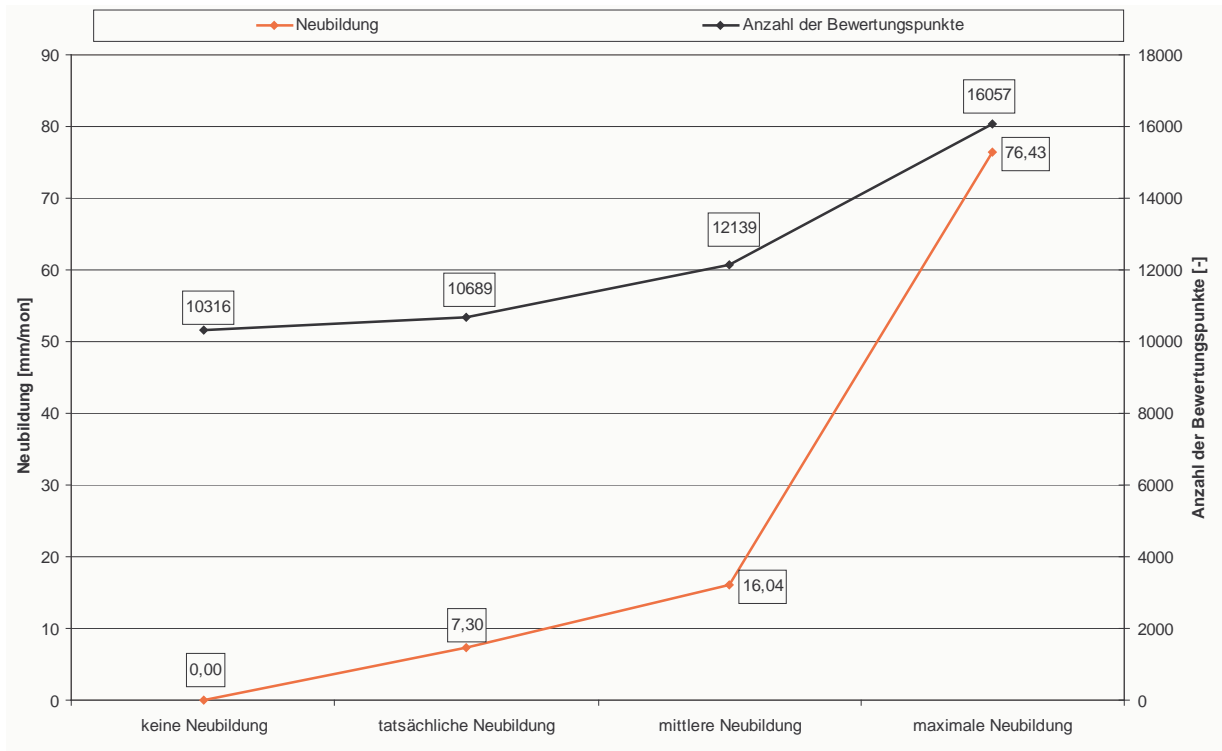


Abb. 11.1: Neubildung und Anzahl der Bewertungspunkte für die unterschiedlichen Szenarien

Aus Abb. 11.1 ist zu erkennen, dass die Anzahl der Bewertungspunkte mit steigender Grundwasserneubildung zunimmt, da gleichzeitig die Grundwasserstände steigen. Dadurch liegen bei hoher Neubildung mehr Bewertungspunkte in einem Bereich, der optimierbar ist, als bei niedriger oder keiner Neubildung. Das Ergebnis der vier Optimierungsberechnungen mit der tatsächlichen Gesamtentnahme ist in Abb. 11.2 dargestellt.

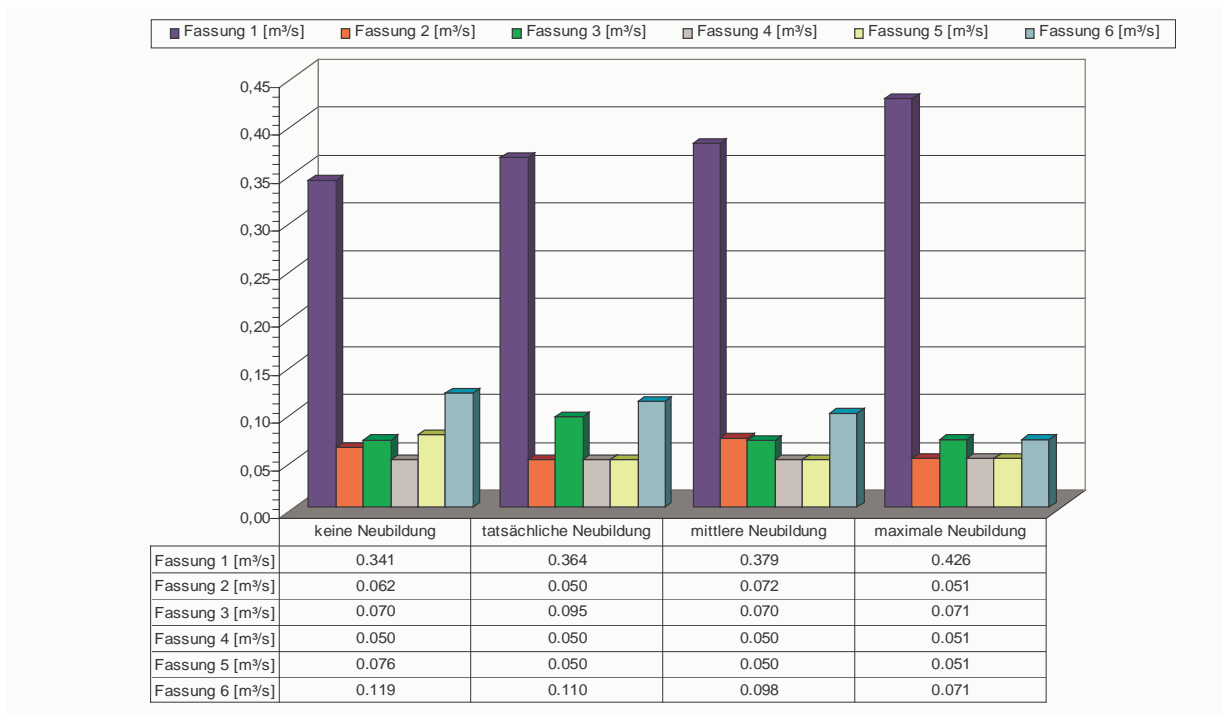


Abb. 11.2: Verteilung der Gesamtentnahme auf die Fassungen für verschiedenen Neubildungsprognosen im April 1999.

Man erkennt zwei klare Tendenzen, die sich für die Optimierung für April ohne Neubildung bis zur maximalen Neubildung verfolgen lassen. Die Entnahmemenge an Fassung 1 wird kontinuierlich von 341 l/s auf das Maximum von 426 l/s bei zunehmender Neubildung gesteigert. Analog dazu wird die Entnahmemenge an Fassung 6 kontinuierlich von 119 l/s bis fast auf das Minimum von 70 l/s bei zunehmender Neubildung gesenkt. Die Entnahmeverteilung auf diese beiden Fassungen reagiert sensibel auf eine Neubildungsänderung zugunsten einer Entnahme an Fassung 1 bei steigender Neubildung. Die Entnahmeverteilung für die anderen Fassungen ändert sich kaum. Vereinzelt sind veränderte Werte zu finden, z.B. für die Fassung 3 bei tatsächlicher Neubildung oder für die Fassung 2 bei mittlerer Neubildung. Für die betrachteten Entnahmeverteilungen bei verschiedenen Neubildungsprognosen ergeben sich die in Abb. 11.3 dargestellten Nutzwerte.

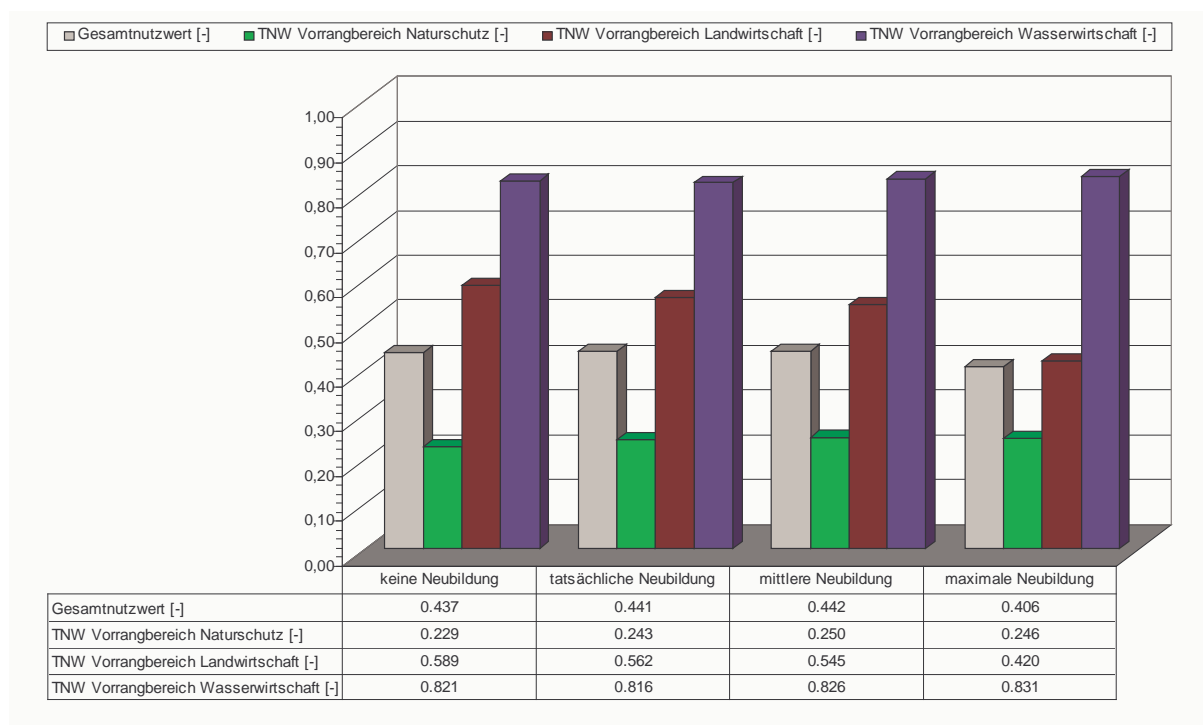


Abb. 11.3: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte (TNW) für verschiedene Neubildungsprognosen im April 1999

Der Vergleich der Nutzwerte muss mit der nötigen Vorsicht vorgenommen werden, da wie in Abb. 11.1 dargestellt, die Anzahl der Bewertungsgrößen extrem schwankt. Es ist aber wie bereits in der Optimierung für instationäre Verhältnisse bzw. bei der Bewertung der bisherigen Bewirtschaftung eine klare Tendenz beim Vorrangbereich Landwirtschaft zu erkennen: je höher die Neubildung desto tiefer der Teilnutzwert für den Schwerpunktbereich Landwirtschaft. Der Gesamtnutzwert ist am höchsten für die moderaten Neubildungsraten (mittlere und tatsächliche Neubildung).

11.4 Vergleich der Optimierungen für die mittlere Neubildung bei Variation der Entnahmemenge

Die Schwankungsbreite der möglichen Entnahmemenge aus dem Donauried abhängig vom Bedarf des Wasserversorgers kann im Jahresverlauf ebenfalls unterschiedlich sein. In den Wintermonaten weist die prognostizierte Entnahmemenge sicherlich nicht so hohe Schwankungsbreiten auf wie in den Sommermonaten. Wird die monatliche Gesamtentnahme aus dem Donauried analysiert, so zeigt sich, dass die Gesamtschwankung ca. 50% von der mittleren Entnahme ist. Die Standardabweichung liegt bei ca. 20%. Deshalb wurde eine mittlere Schwankungsbreite von $\pm 20\%$ zur tatsächlichen Entnahmemenge gewählt. Dadurch ergeben sich Entnahmemengen von minimal 575 l/s und maximal 863 l/s. Diese Mengen werden nun mit der mittleren Neubildung der Monate April im Zeitraum 1993-2003 optimiert. Die optimierten Entnahmeverteilungen sind in Abb. 11.1 dargestellt.

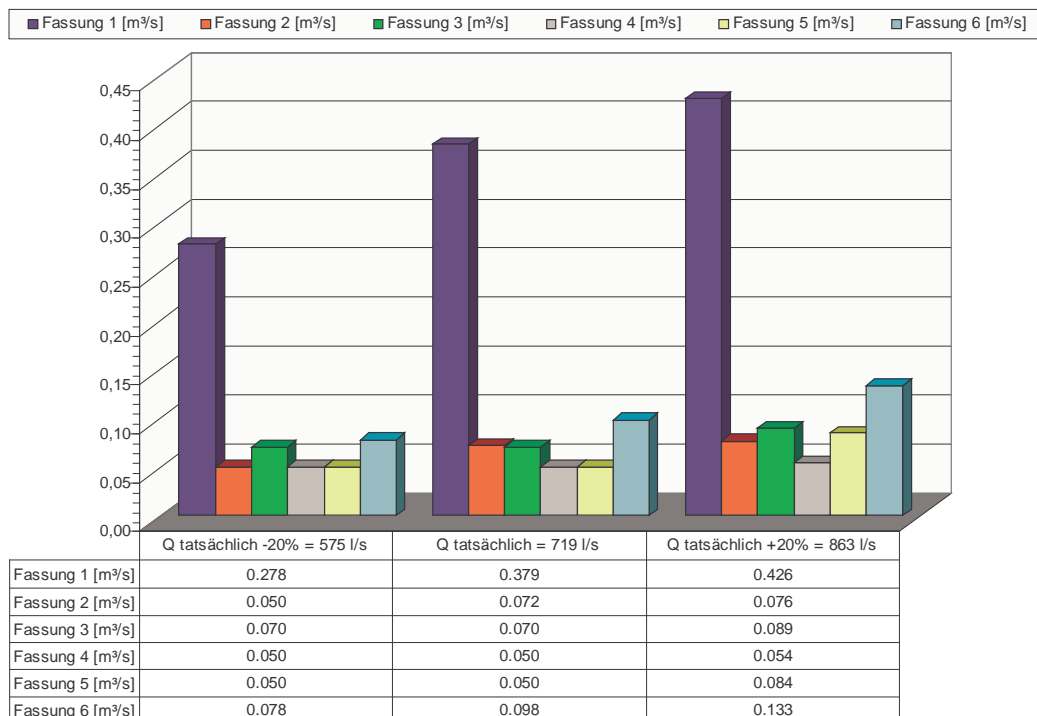


Abb. 11.1: Entnahmeverteilung der Fassungen für verschiedene Gesamtentnahmen bei mittlerer Neubildung im April 1999

Bei der Variation der Gesamtentnahme stellt sich die Frage, an welchen Fassungen die Steigerung bzw. Abminderung erfolgen wird. Bei der tatsächlichen Entnahmemenge von 719 l/s ist die Entnahme an Fassung 1 mit 379 l/s der Hauptanteil der Gesamtentnahme. Die Entnahme an Fassung 2 liegt knapp über der Minimalentnahme. An Fassung 3 wurde die Entnahme auf ca. 70 l/s optimiert. Die Entnahme an Fassung 4 bleibt konstant auf dem Minimum. An Fassung 5 wird die Entnahme erst bei der hohen Gesamtentnahme gesteigert. Die Entnahmen an Fassung 6 ist wie die Entnahme an Fassung 1 in der selben Größenordnung wie bei der Optimierung für stationäre Verhältnisse.

Betrachtet man nun die um 20% kleinere bzw. größere Menge, so wurden die größten Veränderungen an Fassung 1 und 6 vorgenommen. Im einen Fall wurden sie in der Summe um 121 l/s gesenkt, im anderen um 82 l/s erhöht. Die Entnahme an Fassung 6 wird nahezu in ihrem gesamten Entnahmespektrum verändert. Die Entnahme an Fassung 1 wird von minimalen 278 l/s bis auf das Maximum erhöht. Auffällig ist nun, dass die Entnahme an Fassung 2 kaum variiert, diese wurde bei der Optimierung für stationäre Verhältnisse bei Steigerung der Gesamtentnahme an dritter Stelle, d.h. nach der Entnahme an Fassung 1 und 6, verändert. Statt dessen werden die Entnahmen an der Fassungen 3, 4 und 5 bei Steigerung der Entnahme nun leicht erhöht. Mit diesen Entnahmeverteilungen ergeben sich die in Abb. 11.2 dargestellten Nutzwerte:

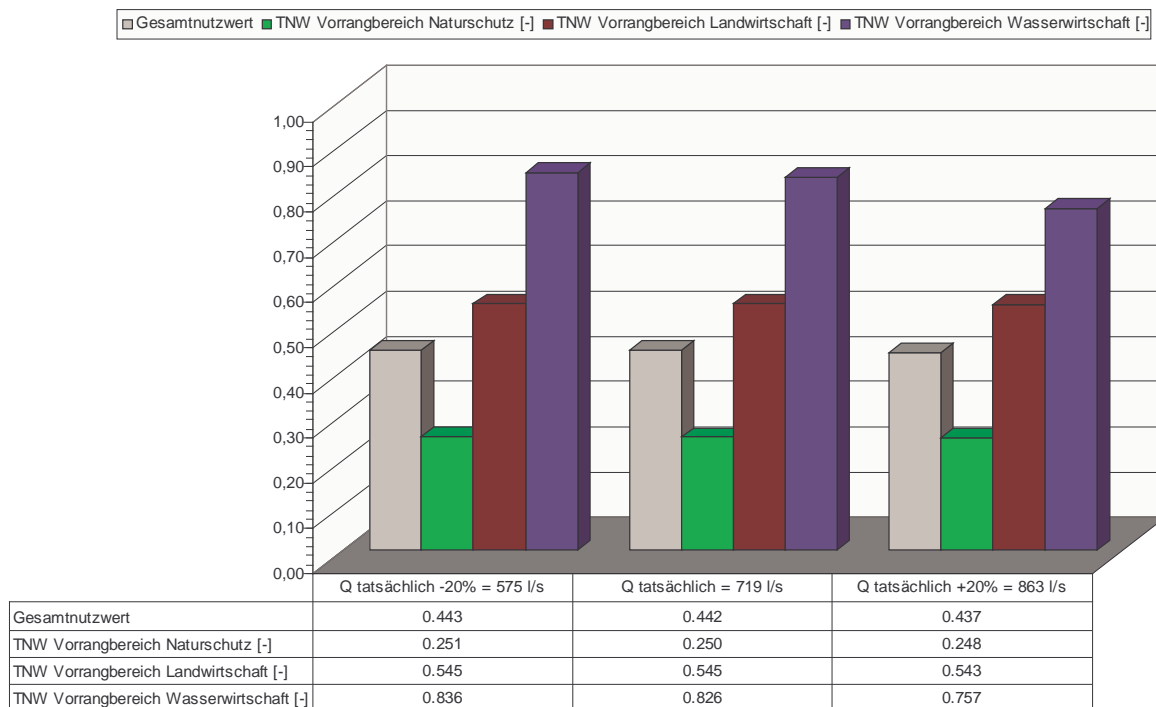


Abb. 11.2: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte (TNW) für verschiedene Gesamtentnahmen im April 1999.

Die Nutzwerte sind hier nun direkt miteinander vergleichbar, da sie alle mit derselben Anzahl an Bewertungsgrößen ermittelt wurden. Hier bestätigt sich das Ergebnis der Optimierung für stationäre Verhältnisse erneut. Bei der Optimierung mit freier Gesamtentnahme (siehe Kap. 7.6.2) wurde die optimale Menge zu 661 l/s ermittelt. Diese liegt zwischen den betrachteten Mengen der tatsächlichen Entnahme und der um 20% verringerten, die den höchsten Gesamtnutzwert erreicht. Der Teilnutzwert des Vorrangbereichs Naturschutz erhält wie erwartet den höchsten Wert bei der geringsten Entnahmemenge von 575 l/s. Die Veränderung der Teilnutzwerte des Vorrangbereichs Landwirtschaft sind vernachlässigbar klein, d. h. die Entnahme hat zumindest im Monat April keinen Einfluss auf die Landwirtschaft. Der Gesamtnutzwert des Vorrangbereichs Wasserwirtschaft schwankt am meisten. Er sinkt um nahezu 8% bei steigender Gesamtentnahme, dies ist auf den steigenden Nitratgehalt des Mischwassers zurück zu führen.

Damit ergeben sich die in Tab. 11.1 dargestellten Entnahmeverteilungen.

Tab. 11.1: Übersicht über die optimierten Entnahmeverteilungen der Prognose des April 1999

		Neubildung				Summe [l/s]
		Keine	Tatsächliche	Mittlere	Maximale	
Entnahmemenge [l/s]	Fassung 1:			278		575
	Fassung 2:			50		
	Fassung 3:			70		
	Fassung 4:			50		
	Fassung 5:			50		
	Fassung 6:			78		
	Fassung 1:	341	364	379	426	719
	Fassung 2:	62	50	72	51	
	Fassung 3:	70	95	70	71	
	Fassung 4:	50	50	50	51	
	Fassung 5:	76	50	50	51	
	Fassung 6:	119	110	98	71	
	Fassung 1:			426		863
	Fassung 2:			76		
	Fassung 3:			89		
	Fassung 4:			54		
	Fassung 5:			84		
	Fassung 6:			133		
Wert [mm/Mon]	0,0	7,30	16,04	76,43		

Es ergibt sich folgender Vorschlag der Entnahmesteuerung für die einzelnen Fassungen bei unbekannter Neubildung und Gesamtentnahme im April 1999:

- Fassung 1: Sie wird zum Ausgleich der größten Entnahmeschwankungen genutzt. Die optimierte Entnahmebandbreite reicht von 278 l/s bis zur maximalen Entnahme.
- Fassung 2: Die Entnahmemenge wird leicht verändert. Die optimierte Entnahmebandbreite reicht vom Minimum (50 l/s) bis zu 76 l/s.
- Fassung 3: Wird ebenfalls zum Ausgleich der schwankenden Gesamtentnahme genutzt, allerdings erst bei der Steigerung von 719 auf 864 l/s. Die maximale Entnahmemenge beträgt 89 l/s.
- Fassung 4: Ist für den April optimal bei 50-54 l/s unabhängig von Gesamtentnahme und Neubildung.
- Fassung 5: Die Entnahme wird bei einer Entnahmesteigerung von 719 auf 864 l/s auf 84 l/s gesteigert, ansonsten optimal am Minimum von 50 l/s.
- Fassung 6: Sie wird ebenfalls zum Ausgleich der größten Entnahmeschwankungen genutzt. Die optimierte Entnahmebandbreite liegt zwischen 70 l/s und der maximalen Entnahme von 133 l/s mit wachsender Gesamtentnahme.

11.5 Einbindung der optimierten Entnahmeraten in die tägliche Bewirtschaftung

Die optimierten Entnahmeraten sind als mittlere monatliche Vorgaben zu verstehen, die im optimalen Fall während des gesamten Monats gleichmäßig eingehalten werden. Da die tägliche Bereitstellungsmenge der einzelnen Fassungen aber entsprechend der Gesamtbereitstellungsmenge schwankt, muss ein Weg gefunden werden, wie die optimierten Entnahmeraten in die tägliche Bewirtschaftung eingebunden werden können. Dazu müssen Bandbreiten für die Bewirtschaftung vorgegeben werden, die einerseits eine größtmögliche Flexibilität erlauben, andererseits aber sicherstellen, dass die optimierte Entnahmerate ohne allzu große Schwankungen in der täglichen Bereitstellung erreicht wird. Das Vorgehen sei exemplarisch anhand der in Tab. 11.1 dargestellten optimalen Entnahmerate an der Fassung 1 aufgezeigt. Zu Beginn des Prognosemonats ist von einer mittleren Gesamtentnahme und einer mittleren Grundwasserneubildung auszugehen, so dass die Zielvorgabe 379 l/s beträgt.

Theoretisch wäre es möglich, die vorgegebene Entnahmerate zu erreichen, wenn an 16,37 Tagen im April die Mindestentnahmemenge von 70 l/s (vgl. Tab. 6.2) und an 13,63 Tagen die wasserrechtlich genehmigte Entnahmemenge von 750 l/s (vgl. Tab. 3.1) entnommen wird. Diese ungleichmäßige Bewirtschaftung der Fassung ist jedoch nicht das Ziel der Optimierung, vielmehr ist eine gleichmäßige Entnahme von 379 l/s während des gesamten Monats anzustreben. Um dennoch genug Spielraum für die tägliche Bewirtschaftung zu lassen, wird die nachfolgend geschilderte Vorgehensweise gewählt.

Zunächst wird die bisherige tägliche Bewirtschaftung der Fassung 1 bei einer durchschnittlichen monatlichen Förderrate von 379 l/s \pm 5% (360 l/s bis 398 l/s) analysiert. Dieses Kriterium trifft auf insgesamt 15 Monate zwischen November 1969 und Oktober 2003 zu. Innerhalb dieser Monate werden anschließend die Veränderungen der Förderraten von einem Tag zum nächsten berechnet und als Histogramm dargestellt (Abb. 11.1). Auf diese Weise kann festgestellt werden, in welchen Bereichen sich die bereitstellungsabhängigen Veränderungen in der Vergangenheit bei der vorgegebenen mittleren monatlichen Entnahmerate bewegt haben.

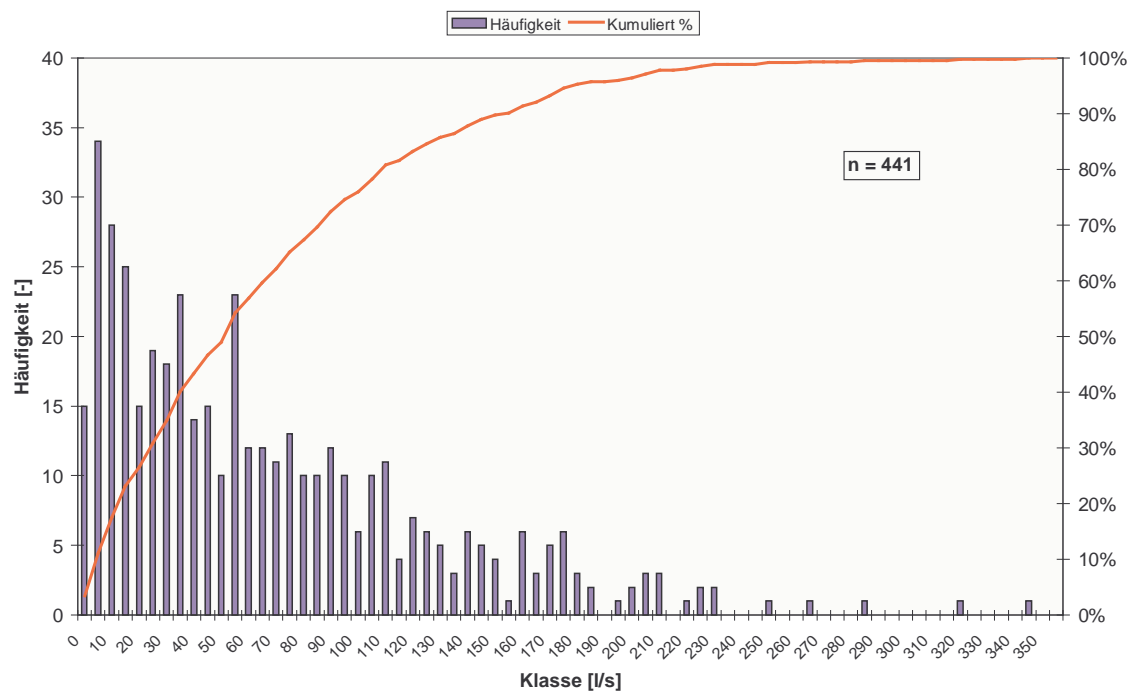


Abb. 11.1: Histogramm der Veränderung der täglichen Bereitstellungsmenge an der Fassung 1 bei einer mittleren monatlichen Entnahmerate von 379 l/s \pm 5%

Die Auswertung zeigt, dass 95% der täglichen Veränderungen unterhalb von 179 l/s liegen. Es wird festgelegt, dass dieser „Entnahmesprung“ auch zukünftig im Rahmen der optimierten Bewirtschaftung möglich sein muss. Um die optimierte Entnahmerate von 379 l/s wird daher ein „Bewirtschaftungskorridor“ von \pm 89,5 l/s gelegt. Die Bewirtschaftung der Fassung muss sich demnach innerhalb einer Bandbreite von 289,5 l/s ($Q_{\min, \text{zul}}$) und 468,5 l/s ($Q_{\max, \text{zul}}$) bewegen, geringere bzw. höhere Entnahmen sind unzulässig. Eine weitere Untersuchung der täglichen Veränderungen zeigt, dass der Entnahmesprung um 89,5 l/s dem 72%-Perzentil entspricht. Somit ist sichergestellt, dass auch von der mittleren Entnahmerate aus ein ausreichender Spielraum für die Bewirtschaftung der Fassung gegeben ist.

Ausgehend von den tatsächlichen Entnahmeraten des Prognosemonats wird schließlich tagessaktuell die mittlere Entnahmerate berechnet, die eingehalten werden muss, um die Zielvorgabe von 379 l/s am Ende des Monats zu erreichen. Ändert sich die Zielvorgabe innerhalb des Monats z.B. durch starke Grundwasserneubildung oder eine geringere Gesamtentnahme gemäß Tab. 11.1, so muss auch der Bewirtschaftungskorridor neu bestimmt werden.

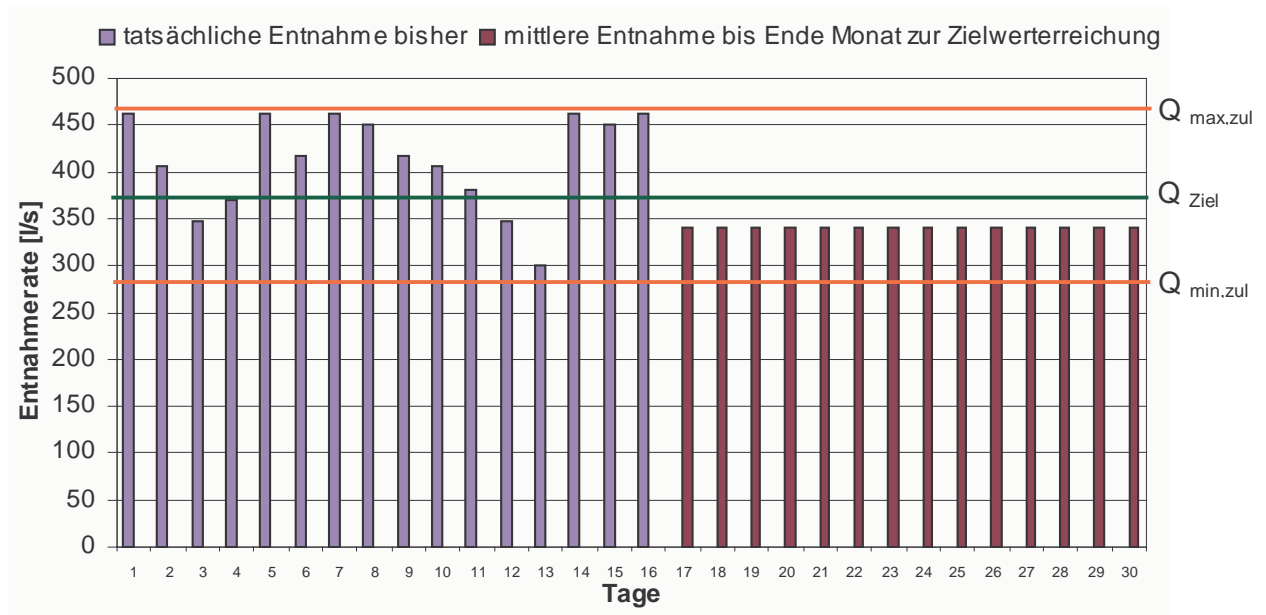


Abb. 11.2: Berechnung der mittleren Entnahmerate bis Monatsende zur Zielwerterreichung

Abschließend kann festgehalten werden, dass für die Planung der optimalen Bewirtschaftung des Donaurieds das Optimierungssystem für instationäre Prozesse eingesetzt werden kann. Durch Variation der Neubildungsraten und der voraussichtlichen Gesamtentnahme kann auf die aktuellen Verhältnisse innerhalb eines Monats reagiert werden. In der praktischen Umsetzung bedeutet dies, dass die Entnahmen jeweils an die tatsächlichen Verhältnisse angepasst werden können. Durch die Analyse der bisherigen Bewirtschaftung werden die Bandbreiten bestimmt, innerhalb derer sich die täglich veränderlichen Entnahmeraten bewegen dürfen. Auf diese Weise wird das dynamische Grundwassermanagementsystem sowohl der optimalen Bewirtschaftung des Gesamtgebiets als auch den Anforderungen der täglichen Praxis gerecht.

12 ÜBERTRAGBARKEIT DER ENTWICKLUNGEN

12.1 Übersicht

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde zunächst ein Bewertungsverfahren für stationäre Verhältnisse entwickelt und mit einem Optimierungssystem gekoppelt. Die Methodenentwicklung erfolgte allgemein in einer neuen Software, die auch auf andere Wassergewinnungsgebiete angewendet werden kann. Auch das entwickelte instationäre Bewertungssystem und die Optimierung für instationäre Verhältnisse lassen sich auf andere Wassergewinnungsgebiete anwenden. Das Bewertungs- und Optimierungssystem wurde auf das vergleichsweise komplexe Einzugsgebiet der Fassungen des Zweckverbandes Landeswasserversorgung im Donauried angewendet. In dem gewählten Untersuchungsraum liegt einerseits eine hervorragende und sehr dichte Datenbasis für die zu bearbeitenden Fragestellungen vor und andererseits existiert ein geeichtes instationäres Grundwasserströmungsmodell, mit dem sich die Grundwasserströmungsverhältnisse quantifizieren und für verschiedene Entnahmesituationen prognostizieren lassen. Dies sind optimale Voraussetzungen, die insbesondere in kleineren Wassergewinnungsgebieten nicht gegeben sind. Deshalb ist es notwendig, zum Abschluss der Forschungsarbeiten, auch die erforderliche Datengrundlage und die damit verbundene Aussageschärfe eines Grundwassermanagements zu diskutieren.

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden zunächst die notwendigen Algorithmen und Strategien am Beispiel des Donaurieds entwickelt. Für die allgemeine Anwendbarkeit des Managementsystems werden die gewonnenen Erkenntnisse in eine anwenderfreundliche Software überführt. Dazu erfolgte die Entwicklung des Programmsystems „Groundwater Resources Management – GRM“. Eine erster Prototyp von GRM wurde im Rahmen des Forschungsprojektes erstellt und getestet. Eine weitergehende Entwicklung bis zur Marktreife ist vorgesehen. Es wurden bereits Anwendungen für das Donauried mit dem Programmsystem GRM durchgeführt.

12.2 Diskussion der Datengrundlage

Bei der erforderlichen Datenlage ist zunächst zwischen den Daten für die Erstellung des Bewertungssystems und außerdem für die Entwicklung von Methoden zur Prognose der Grundwasserströmungsverhältnisse zu unterscheiden. Wie sich in dem Forschungsprojekt gezeigt hat, ist eine abgesicherte Prognose der Strömungsverhältnisse bei komplexen geologischen Verhältnissen nur mit Hilfe eines geeichten Grundwasserströmungsmodells möglich, so dass für den Aufbau, die Modelleichung und den Betrieb eines Grundwasserströmungsmodells entsprechende Daten benötigt werden.

Die Datengrundlage für den Aufbau des Bewertungssystems kann für unterschiedliche Untersuchungsgebiete sehr heterogen sein. Da aber ein wesentlicher Teil der Bewertung und der Optimierung in der Zuordnung von Flächen zu einzelnen Bewertungsgruppen liegt, muss in jedem Fall eine Flächennutzungskartierung vorliegen. Darüber hinaus sollte eine weitergehende Zuordnung der einzelnen Flächen im Rahmen eines Nutzungskonzeptes zur Entflechtung der Bewertungsflächen mit Ausweisung von Schwerpunktbereichen erfolgen. Dadurch ist es möglich, die vom Grundwasser bestimmten Flurabstände im Rahmen der Optimierung eindeutig einer Nutzungsgruppe bzw. einer Bewertungsgruppe zuzuordnen. Neben den im Donauried definierten Flächen für Landwirtschaft, Naturschutz und Wasserversorgung können auch Siedlungsflächen mit geringen Flurabständen, in denen der Grundwasserstand oberhalb der Kellersohle der Bauwerke aufsteigen kann, eine wichtige Rolle spielen. Die Anwendung des Bewertungs- und Optimierungssystems im Donauried hat auch gezeigt, dass eine Zuordnung von möglichst zusammenhängenden Teilflächen zu den Nutzungsgruppen zu einem eindeutigeren Optimierungsergebnis führt als eine sehr zersplitterte Flächenaufteilung, die sehr heterogen im Untersuchungsraum verteilt ist.

Für die Bestimmung der Zielfunktionen der einzelnen Bewertungsgrößen wurden im Donauried sehr umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Damit liegen zumindest für einige wichtige Pflanzengemeinschaften in feuchten und moorigen Flächen Anhaltswerte vor, die auf andere Standorte übertragen werden müssen. Ebenso wurden Zielfunktionen für landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen entwickelt, die in Abhängigkeit der vorhandenen Böden auch auf andere Gebiete überführt werden können. Geht man davon aus, dass in anderen Untersuchungsgebieten der Untersuchungsaufwand eher geringer ist als im Donauried, dann lässt sich aus der durchgeführten Sensitivitätsstudie zum Bewertungssystem (siehe Kap. 7.6.4) folgendes ableiten: Ein vereinfachtes Bewertungssystem führt nach den Ergebnissen im Donauried zu ähnlichen Ergebnissen (optimale Entnahmeraten) bei der Optimierung der Grundwasserentnahmen wie ein komplexes. Die Nutzwerte eines vereinfachten Bewertungssystems unterscheiden sich allerdings deutlich von denen eines komplexen Bewertungssystems. Das bedeutet, dass der Detaillierungsgrad der Daten einen geringeren Einfluss auf das Optimierungsergebnis hat als auf die Bewertung bzw. Ermittlung der Teilnutzen. Sollte es notwendig sein, verschiedene Wasserversorgungsgebiete miteinander zu vergleichen oder mehrere Wassergewinnungsgebiete hinsichtlich Auswirkungen zu vergleichen, so muss dasselbe Bewertungssystem angewendet werden. Dies erfordert aber auch denselben Detaillierungsgrad und dieselbe Untersuchungstiefe hinsichtlich der Bewertungsgrößen. Ggf. lassen sich hierfür auch Standards erarbeiten, die eine breite Anwendung finden können. Ein erster Vorschlag liegt mit der vorliegenden Untersuchung vor.

Tab. 12.1: Übersicht über die erforderlichen Datengrundlagen, deren Verwendung im Bewertungssystem und Verfügbarkeit

Datengrundlage	Verwendung im Bewertungssystem	Verfügbarkeit
Bodentypen	<ul style="list-style-type: none"> • Beurteilung der Grundwasserabhängigkeit der Fläche • Berechnung von Grenzflurabständen für die Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenkarten der Geologischen Landesämter
Bodenarten	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung von Grenzflurabständen für die Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenkarten der Geologischen Landesämter • Bodenschätzungskarten der Geologischen Landesämter und Finanzämter
Biototypen	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung von Grenzflurabständen für die Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Biotopkartierungen der Landkreise, teilw. zentral bei den Umwelt-Landesämtern verfügbar (z.B. BY, BW, NS); Datengrundlagen oft älter als 5 Jahre oder noch nicht abgeschlossen eigene Kartierung notwendig! • Auswertung von Orthophotos
Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung von Grenzflurabständen für die Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • ATKIS Basis-DLM • ALK/ALB • Auswertung von Orthophotos
Vorrangbereiche	<ul style="list-style-type: none"> • Zuordnung der Zielfunktionen • Festlegung der Gewichtungsfaktoren 	<ul style="list-style-type: none"> • Kompromissfindung auf Grundlage von Vorrang- und Vorsorgegebieten in Regionalplänen und rechtlich ausgewiesenen Schutzgebieten
Geländehöhe	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung von Flurabständen 	<ul style="list-style-type: none"> • Digitale Höhenmodelle oder Geländemodelle der Landesvermessungsämter
Rohwasserqualität	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung der Wassergüteparameter • Festlegung der Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Messungen der Wasserversorger • Landesweite Grundwasserbeprobung (z.B. LfU in BW)
Betriebskosten	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung der Kosten für Wassergewinnung und -aufbereitung • Festlegung der Zielfunktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Betriebskostenrechnung der Wasserversorgungsunternehmen
Versorgungsgrad des Bodens	<ul style="list-style-type: none"> • Festlegung der Zielfunktionen für die Landwirtschaft 	<ul style="list-style-type: none"> • „Wetterfax“ des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

12.3 Aussagegenauigkeit

Die Aussagegenauigkeit der Optimierung von Grundwasserentnahmen ist direkt mit der zur Verfügung stehenden Datenlage korreliert. Diese Daten gehen einerseits in die Erstellung des Bewertungssystems ein und andererseits sind diese Daten die Grundlage für eine abgesicherte Modellbetrachtung, die im Rahmen der Optimierung zur Anwendung kommt. Die für ein abgesichertes Bewertungssystem notwendige Datengrundlage ist im vorigen Kapitel beschrieben und exemplarisch für das Donauried im Leitfaden mit Bewirtschaftungsregeln (siehe Kap. 6) dargestellt. Die für eine abgesicherte Modellbetrachtung notwendige Datengrundlage ist abhängig von den hydrogeologischen Problemstellungen und dem zu erwartenden Betrieb des Optimierungs- und Managementsystems. Wird ein Managementsystem angestrebt, mit dem die optimalen Entnahmeverhältnisse für einen bestimmten Zeitraum im Voraus abgeschätzt werden sollen, so ist ein instationär geeichtes Modell unerlässlich. Weiterhin ist es dann notwendig, das numerische Modell hinsichtlich Modelleingangsdaten immer auf dem aktuellsten Stand zu halten. Die relevanten Modellein-

gangsdaten (vorwiegend Grundwasserneubildung und Grundwasserentnahmen) müssen ständig aktualisiert werden.

Die Aussagegenauigkeit bei der Optimierung ist abhängig von der Problemstellung, wobei hier insbesondere die *objective function* die Eindeutigkeit des Optimierungsergebnisses bestimmt. Wie die Anwendung im Donauried gezeigt hat, lassen sich eindeutige Optimierungsergebnisse vor allem dann erzeugen, wenn es ausgeprägte Minima in der *objective function* gibt. Das bedeutet, dass die Anwendung von Composite Programming zunächst eine verhältnismäßig gleichmäßige *objective function* verursacht, die die Identifizierung des absoluten Minimums in der *objective function* erschwert. Dies ist bei der Anwendung von Composite Programming zu berücksichtigen, ggf. muss das absolute Minimum durch mehrere Optimierungsbetrachtungen abgesichert werden bzw. dadurch die Bandbreite des Optimierungsergebnisses bestimmt werden. Dies kann notwendig werden, da der nichtlinearen Optimierung ein iteratives Verfahren zugrunde liegt und sogenannte lokale Minima als das absolute Minimum interpretiert werden können (Abb. 12.1).

Die Aussagesicherheit des Optimierungssystems lässt sich auch durch mehrmalige Anwendung des Bewertungssystems mit systematischer Variation der Entnahmeverteilungen absichern. Damit lassen sich Entnahmerichtlinien erarbeiten, die im Wasserwerksbetrieb umgesetzt werden können.

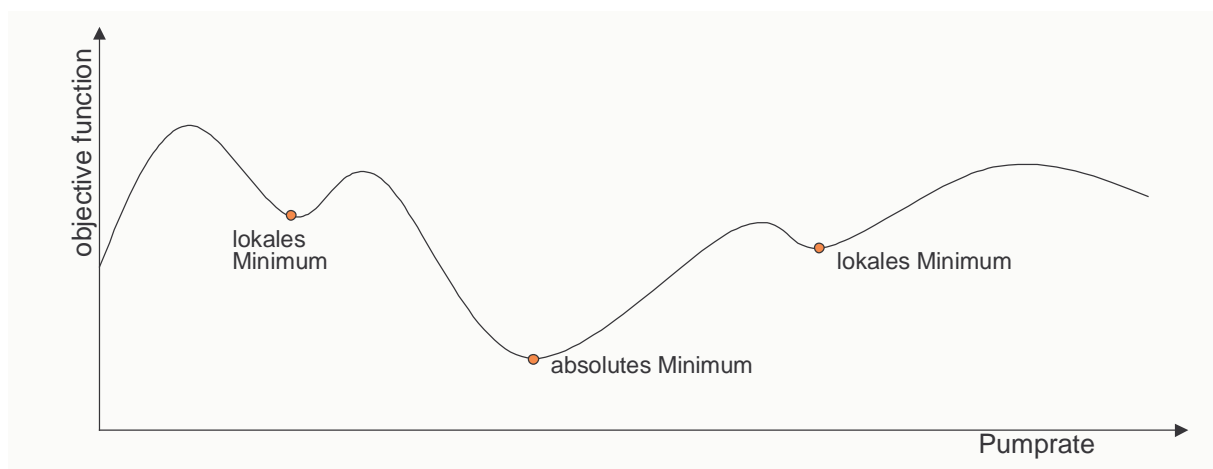


Abb. 12.1: Darstellung der objective function mit zwei lokalen und dem absoluten Minimum

12.4 Programmentwicklung Groundwater Resources Management

12.4.1 Aufgabenstellungen

In dem Programmsystem Groundwater Resources Management wurden die im Rahmen des Forschungsprojektes entwickelten Methoden in eine benutzerfreundliche Software umgesetzt. Es wurde ein erster Prototyp erstellt, mit dem eine Optimierung für stationäre und einfache instationäre Verhältnisse möglich ist. Die Eingabe der für die Optimierung erforderlichen Informationen wird grafisch unterstützt. Ebenso ist eine Auswertung und erste grafische

Darstellung der Ergebnisse mit GRM möglich. Mit Hilfe von GRM lassen sich derzeit folgende Aufgabenstellungen bearbeiten:

- Bewertung von Grundwasserentnahmen anhand eines flexiblen Bewertungssystems und Analyse von unterschiedlichen Entnahmeverhältnissen und
- Optimierung von Grundwasserentnahmen unter folgenden Vorgaben:
 - Minimierung der ökologischen Auswirkungen,
 - Optimierung des Wasserbedarfs für die Landwirtschaft sowie
 - Minimierung der Wasseraufbereitungskosten.

Das Ziel von GRM ist es, ein Werkzeug zunächst für einfache hydrogeologische Verhältnisse bereitzustellen und so die Optimierung von Grundwasserentnahmen auch für kleinere Wasserversorgungsunternehmen zu ermöglichen. Komplexe hydrogeologische Verhältnisse können in GRM berücksichtigt werden, sofern ein entsprechendes Grundwassermodell zur Verfügung steht, das mit GRM gekoppelt wird.

Die Anwendung von GRM ersetzt nicht die Aufbereitung der Daten und Informationen für ein objektives Bewertungssystem. Die Struktur des Bewertungssystems ist flexibel gehalten. Mit entsprechenden Schnittstellen ist es möglich, komplexe Zusammenhänge und Verknüpfungen der einzelnen Bewertungsgrößen insbesondere bei der Wasserversorgung mit einzubinden.

Neben der Optimierung der Strömungsverhältnisse wurde außerdem ein Modul entwickelt, mit dem einfache Konfigurationen beim sogenannten „pump and treat“ Verfahren im Rahmen der Altlastensanierung im gesättigten Grundwasserleiter betrachtet werden können. Dabei erfolgt die Ermittlung der optimalen Pumpraten bei Sanierungsfällen, um minimale Konzentrationen im abströmenden Grundwasser gewährleisten zu können. Dies wird anhand einer Transportsimulation von Wasserinhaltsstoffen ermöglicht. Da die Optimierung von Pumpraten bei Sanierungsfällen nicht Bestandteil des Forschungsvorhabens ist, wird die erforderliche Vorgehensweise hier nicht weiter vorgestellt.

Eine detaillierte Übersicht über die Anwendungsmöglichkeiten und über den Einsatz von GRM ist im Anhang in Kap. 15.3 enthalten. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass bei der Anwendung von GRM entsprechende Fachkenntnisse zum Thema Grundwassermodellierung und Optimierung erforderlich sind.

12.4.2 Struktur

Entsprechend der Erkenntnisse aus dem Forschungsvorhaben besteht die Software GRM aus drei unterschiedlichen Komponenten. Diese sind:

- Bewertungssystem
- Grundwassermodell
- Optimierungssystem

Das Bewertungssystem ist hierarchisch aufgebaut. Mehrere Bewertungsebenen können eingeführt werden. Die Bewertung kann nach der klassischen Nutzwertanalyse oder Composite Programming erfolgen.

Für die Berechnung der Grundwasserströmungsverhältnisse kommt ein Grundwassermodell zum Einsatz, das für einfache Konfigurationen innerhalb von GRM erstellt werden kann. Sollte bereits ein Grundwassermodell für den Untersuchungsraum existieren, so besteht die Möglichkeit dieses in GRM einzubinden.

Als Optimierungsalgorithmus wird das Programm PEST in GRM eingesetzt. Zur Steuerung der Optimierung werden zunächst Standardparameter in GRM gesetzt, die vom Benutzer geändert werden können.

Die Bearbeitung einer Problemstellung wird in GRM mit grafischen Werkzeugen und Schnittstellen zum Import von bestehenden Daten unterstützt. Die Auswahl mehrerer Interpolationsverfahren ermöglicht die Anpassung des Systems auf reale Verhältnisse, in dem beispielsweise Verteilungen für die Aquiferbasis, die Geländeoberkante oder auch für Aquiferkennwerte ermittelt werden können. Beispielhaft ist der Prototyp von GRM in Abb. 12.1 mit Menüstruktur und Arbeitsfläche dargestellt. In der Kopfzeile der Desktopanwendung ist das Hauptmenü enthalten. Auf der linken Seite finden sich die Werkzeuge zur Visualisierung von Modelleingangsdaten, Bewertungsgrößen und Ergebnissen. Die Darstellung der Ergebnisse und Daten erfolgt auf der Arbeitsfläche des GRM. Hier können die Daten in Form von Karten georeferenziert, visualisiert und bearbeitet werden. Die Bearbeitung der Eingangsdaten kann entweder grafisch unterstützt auf der Arbeitsfläche oder innerhalb von Tabellen in GRM erfolgen. Da die Programmierung der grafischen Bearbeitung vergleichsweise aufwendig ist, wurden hier nur die grundlegenden Bearbeitungsmöglichkeiten realisiert. Eine weitergehende Bearbeitung ist in einem entsprechenden Geografischen Informationssystem notwendig.

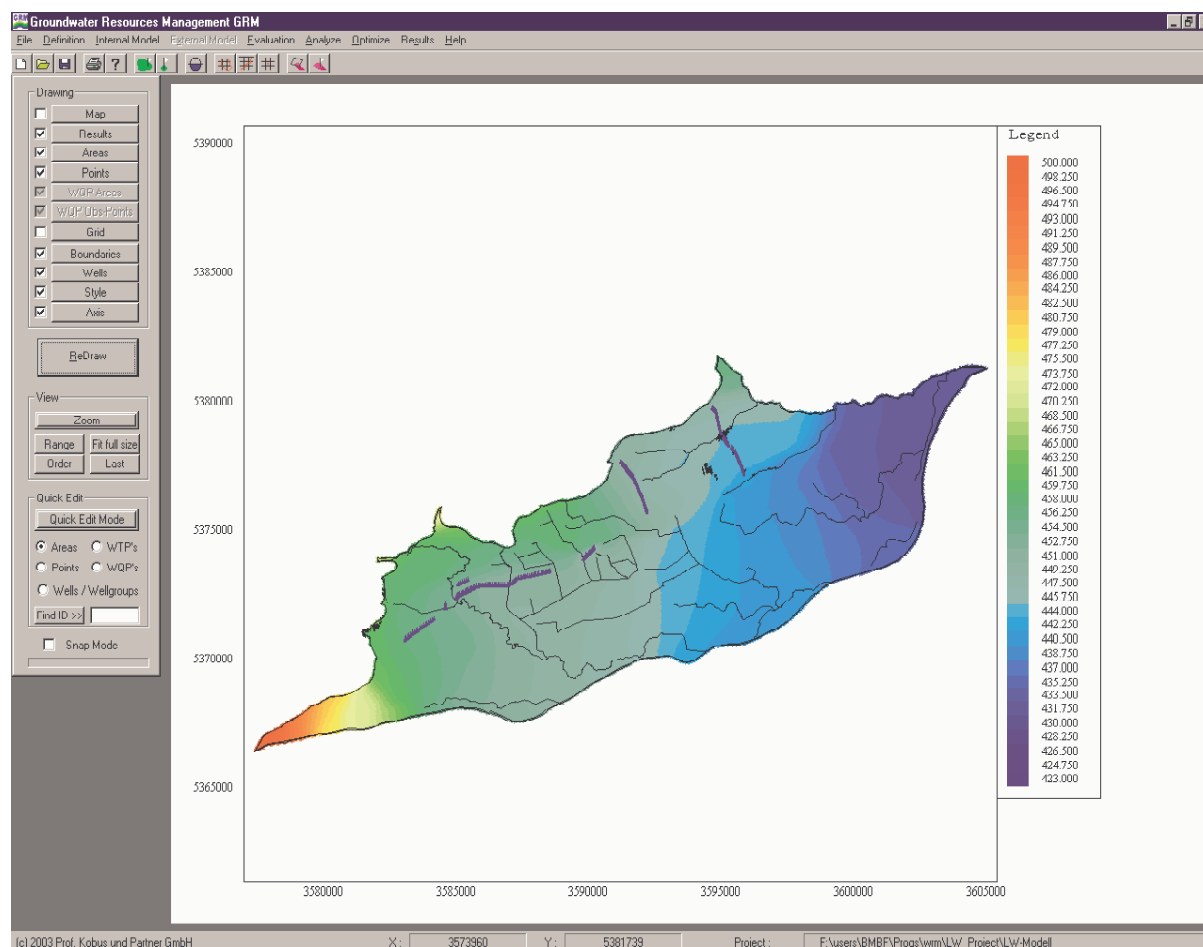


Abb. 12.1: Hauptmenü und Arbeitsfläche von GRM mit dem Beispiel des Kiesgrundwasserleiters im Donauried

12.4.3 Bewertungssystem

Das in GRM implementierte Bewertungssystem ist hierarchisch aufgebaut. Es lassen sich bis zu 10 Zielebenen einführen. Innerhalb der Zielebenen können mehrere Bewertungsgruppen definiert werden. Jede Bewertungsgruppe lässt sich mit einer Gewichtung belegen. Folgende Bewertungsgrößen stehen in GRM zur Verfügung:

- Flurabstände für Punkte
- Flurabstände für Flächen
- Wasserqualitäts- und Aufbereitungsparameter

Die Flurabstände werden anhand der Ergebnisse aus dem Grundwassermodell berechnet. Sie sind abhängig von den Entnahmeverhältnissen. Es lässt sich zwischen Punkten und Flächen unterscheiden. Im Anwendungsbeispiel für das Donauried wurden zwar Punkte verwendet, diese basieren aber auf der Auswertung der Flächennutzung. Es wurde jedem Berechnungsknoten des Grundwassermodells im Untersuchungsraum jeweils eine Bewertungsfläche zugeordnet. Dies hat den Vorteil, dass jede Bewertungsfläche in so viele Bewertungspunkte unterteilt werden kann, wie Berechnungspunkte innerhalb der Bewertungsflächen liegen. Werden Bewertungsflächen verwendet, so werden von GRM mittlere

Flurabstände bestimmt. Dies ist bei vergleichsweise großen Bewertungsflächen von Nachteil, da die Bewertung des Flurabstandes nur mit der mittleren Größe erfolgt.

Die Wasserqualitäts- und Aufbereitungsparameter werden den einzelnen zu optimierenden Brunnen oder Fassungen zugeordnet. Durch eine Mischungsrechnung wird der Nutzwert einer Gruppe des Wasserqualitäts- oder Aufbereitungsparameter bestimmt. Es kann damit eine Entnahme hinsichtlich einzelner Wasserqualitätsparameter wie z.B. Nitrat, Härte oder Pflanzenschutzmittel durch Bestimmung der Mischkonzentration bewertet werden. Mit dieser Methode lassen sich auch Wasseraufbereitungsparameter wie z.B. Pumpkosten berücksichtigen. D.h., dass den zu optimierenden Brunnen jeweils spezifische Kosten für die Förderung pro l/s zugeordnet wird. Es wird davon ausgegangen, dass ein linearer Zusammenhang zwischen der Fördermenge und den Kosten vorliegt. Ist dies nicht der Fall, so muss die jeweilige Bewertungsgröße anhand einer Schnittstelle zu GRM berechnet werden. Dies ist ebenfalls möglich und wurde am Beispiel des Donaurieds für die Berechnung der durchschnittlichen Wasserhärte unter Berücksichtigung der vorhandenen Entcarbonisierungsanlage realisiert.

Da die Bewertungsgrößen unterschiedliche Einheiten aufweisen (z.B. Flurabstand in m und Nitratkonzentration in mg/l) müssen diese Größen innerhalb des Bewertungssystems normiert werden. Dies geschieht anhand der Zielfunktionen, die gleichzeitig eine Bewertung der jeweiligen Größe vornehmen. Mit den Zielfunktionen wird einer Bewertungsgröße ein Nutzwert zwischen 0 und 1 bzw. 0% und 100% zugeordnet. 1 bzw. 100% definieren dabei das Optimum einer Zielgröße, das durch Variation der Grundwasserentnahmen erreicht werden soll bzw. den optimalen Nutzwert.

In GRM wird das Bewertungssystem auch dazu verwendet, die Problemstellung im Vorfeld einer Optimierung zu analysieren. Dabei werden die Teilnutzwerte und der Gesamtnutzwert für die Grenzen der Entnahmen (minimale und maximale Entnahme) bestimmt. Diese Analyse gibt Auskunft, wie groß der Nutzwert einer Bewertungsgröße innerhalb der Optimierung werden kann. Erreicht eine Bewertungsgröße bei der minimalen und maximalen Entnahme keinen Teilnutzwert größer als 0, so wird diese Bewertungsgröße in der Optimierung nicht mitberücksichtigt. Sind die zu erreichenden Teilnutzwerte einer Bewertungsgröße vergleichsweise klein, so muss der Benutzer von GRM entscheiden, ob diese Bewertungsgröße bei einer Optimierung mitverwendet werden soll.

Für das Bewertungssystem lässt sich auch angeben, ob die klassische Nutzwertanalyse oder Composite Programming verwendet wird. Im Hinblick auf die Optimierung ist zu beachten, dass Composite Programming in Abhängigkeit der gewählten Parameter dazu führt, dass das Minimum in der objective function abgeschwächt wird. Das bedeutet, dass das Auffinden des absoluten Optimums bei Composite Programming deutlich schwieriger ist als bei der Nutzwertanalyse, der eine lineare Wichtung der Teilnutzen zugrunde liegt.

12.4.4 Grundwassermodell

Da im Rahmen des Grundwassermanagements und der Optimierung von Grundwasserentnahmen die Grundwasserströmungsverhältnisse für unterschiedliche Entnahmesituationen prognostiziert werden müssen, ist die Anwendung eines Grundwasserströmungsmodells unabdingbar. In GRM sind zwei unterschiedliche Möglichkeiten implementiert:

- Internes Modell
- Externes Modell

Es besteht die Möglichkeit, innerhalb von GRM ein zweidimensionales, horizontal ebenes Grundwassermodell aufzubauen. Da der Modellaufbau nicht die vordringliche Zielsetzung von GRM ist, ist nur ein beschränkter Modellaufbau möglich. Das Grundwassermodell kann aber zumindest für einfache hydrogeologische Konfigurationen eingesetzt werden. Die Aquiferparameter (z.B. Durchlässigkeit, Aquiferbasis und Oberkante) können horizontal differenziert angesetzt werden. Als Randbedingungen können Festpotenzial, Zufluss oder Leakage-Randbedingung genutzt werden. Der Modellaufbau wird grafisch unterstützt. Ein Import von Daten zur Generierung der Modelleingangsdaten ist möglich. Das Programm GRM ist eine WINDOWS-Applikation und damit auf jedem PC mit WINDOWS-Betriebssystem lauffähig.

Ist für ein Projektgebiet bereits ein prognosefähiges Grundwassermodell vorhanden, kann dieses als externes Modell in GRM eingebunden werden. Dazu müssen Schnittstellen definiert werden, die den Informationsfluss zwischen dem externen Modell und GRM gewährleisten. Als externe Modelle können sowohl Finite-Differenzen als auch Finite-Elemente-Programme verwendet werden. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass bei der Verwendung von externen Modellen eine robuste und fehlerfreie Simulation gewährleistet werden muss. Dies ist insbesondere im Hinblick auf extreme Grundwasserentnahmen wichtig, die im Rahmen der Optimierung automatisch vom System geprüft werden. Fehlerhafte Strömungsberechnungen führen zu falschen Optimierungsergebnissen, die nicht vom System überprüft werden können.

Das System GRM überträgt die Modellergebnisse anhand eines vom Benutzer zu definierenden Auswertungsrasters. Dieses Auswertungsraster muss das Untersuchungsgebiet, innerhalb dessen Bewertungsgrößen vorliegen, umfassen. Die vom externen Modell berechneten Piezometerhöhen werden dann auf das Auswertungsraster interpoliert. Als externes Modell kann auch ein instationäres Modell verwendet werden. In diesem Fall ist die Piezometerhöhenverteilung zu einem Zeitpunkt an GRM zu übergeben. Innerhalb von GRM wird die Piezometerhöhenverteilung zu einem Zeitpunkt wie das Ergebnis einer stationären Berechnung betrachtet. Da für die Optimierung nur Flurabstände verwendet werden, muss mit dem Grundwassermodell die Grundwasseroberfläche bestimmt werden.

12.4.5 Optimierungssystem

Das in GRM verwendete Optimierungssystem ist PEST. Die Optimierung wird über die im PEST-Manual beschriebenen Parameter gesteuert (DOHERTY, 2000). In GRM sind diese Parameter voreingestellt und können auch vom Benutzer geändert werden, falls die Optimie-

rung nicht zu einem zufriedenstellenden Ergebnis führt. Dazu ist anzufügen, dass von GRM und PEST des Optimierungsergebnisses nur mathematisch überprüft werden können. Die Güte der Optimierung ist auch abhängig von der Problemstellung und den Optimierungsparametern. Hier sei auf das Kap. 2.7 verwiesen, da bei der mehrdimensionalen Optimierung mehrere lokale Minima der objective function (bzw. optimale Lösungen) möglich sind. Abhängig von den Optimierungsparametern kann das absolute Minimum der objective function (bzw. das absolute Optimum) gefunden werden. Um dies zu überprüfen, muss das Protokoll der Optimierung, das von GRM erstellt wird, analysiert werden. Die wesentlichen Optimierungsparameter, die auf das Erreichen eines Optimums hindeuten und damit zu einer Beendigung der Optimierung führen, sind folgende:

- NOPTMAX: Maximale Anzahl von Optimierungsiterationen. Diese Parameter verhindert eine uneffektive Optimierung mit vielen Iterationen.
- PHIRESTP: Relative Änderung der objective function, die auf Konvergenz hindeutet.
- NPHINHORED: Maximale Anzahl von aufeinander folgenden Modellläufen, die zu keiner Verbesserung der objective function führen.
- RELPARSTP: Relative Änderung der Pumpraten, die auf Konvergenz hindeuten. Je kleiner die von PEST vorgeschlagenen Änderungen der Pumpraten sind, um so näher befindet sich die Optimierung an dem optimalen Ergebnis
- NRELPAR: Maximale Anzahl von Modellläufen mit geänderten Pumpraten, die kleiner sind als RELPARSTP. Wird diese Anzahl erreicht, wird die Optimierung beendet.

Neben den Steuerungsparametern, die das Ende der Optimierung bestimmen, lässt sich auch die iterative Vorgehensweise bei der Optimierung steuern. Dabei ist im wesentlichen darauf zu achten, dass die maximale Änderung der Pumpraten nicht so groß ist, dass die Optimierung konvergiert. Weiterhin entscheidet die Startverteilung der Pumpraten und die Grenzen der Entnahmen über den Verlauf der Optimierung. Es empfiehlt sich für die anfänglichen Pumpraten diejenigen zu wählen, die aus einer vorangegangenen Optimierung oder aus dem Betrieb bereits bekannt sind. Um aber ein Ergebnis bezüglich des relativen oder absoluten Optimums zu überprüfen, besteht die Möglichkeit, in einer zweiten Optimierung mit deutlich anderen Startverteilungen für die Entnahme zu beginnen. Dadurch wird die objective function durch den Optimierungsalgorithmus in anderen Wertebereichen der Pumpraten bezüglich eines absoluten Optimums durchsucht.

12.4.6 Visualisierung

Die Bearbeitung eines Optimierungsproblems wird in GRM durch die zweidimensionale Visualisierung von Modelleingangsdaten und Ergebnisdaten unterstützt. Zunächst lassen sich als Punkte folgende Größen darstellen:

- Brunnenstandorte
- Bewertungspunkte und Flächen klassifiziert nach Bewertungsgruppe

Weiterhin lassen sich als Isoflächen folgende Größen darstellen:

- Piezometerhöhen der Analyse und des Optimierungsergebnisses
- Flurabstände der Analyse und des Optimierungsergebnisses

- Bewertungspunkte nach der Analyse oder der Optimierung klassifiziert nach dem Nutzwert
- Bewertungsflächen nach der Analyse oder der Optimierung klassifiziert nach dem Nutzwert

Wird ein internes Modell verwendet, so lassen sich folgende Modelleingangsdaten grafisch darstellen:

- Modellnetz
- Randbedingungen:
 - Festpotenzial
 - Zu- bzw. Abfluss
 - Leakagerandbedingung als Gewässer oder Drainage

Die Randbedingungen lassen sich grafisch unterstützt definieren. Weiterhin lassen sich Texte und einfache Geometrien der Ergebnisdarstellung hinzufügen. Außerdem kann eine digitale Kartengrundlage in die Ergebnisdarstellung eingebunden werden.

12.4.7 Beispiel

Die Funktionsweise wird nachfolgend anhand eines Beispiels dargestellt. In dem Beispiel wird ein internes Modell verwendet. Die Randbedingungen für das interne Strömungsmodell entsprechen dem in Kap. 7.5.2 dargestellten Prinzipbeispiel. Als Bewertungsgrößen werden die Flurabstände in den in Abb. 12.1 dargestellten beiden Flächen sowie der Wasserqualitätsparameter Nitrat verwendet. Innerhalb des Testbeispiels soll die optimale Entnahmereverteilung für die beiden Entnahmefrünnen 1 und 2 unter den beiden Bewertungsflächen bestimmt werden. Das Rohwasser des Brunnens 1 weist eine Nitratkonzentration von 20 mg/l, das des Brunnens 2 von 35 mg/l auf. Nach der gewählten Zielfunktion ist der optimale Nitratgehalt des Mischwassers aus beiden Brünnen kleiner als 25 mg/l. Nitratgehalte größer als 50 mg/l weisen einen Zielerfüllungsgrad von 0 auf. Auf der landwirtschaftlichen Fläche liegen die optimalen Flurabstände zwischen 1,5 und 2,3 m. In der Naturschutzfläche wird ein optimaler Flurabstand von 0,2 bis 0,8 m angenommen. An den beiden Brünnen sollen in der Summe 65 l/s entnommen werden.

Die generelle Grundwasserströmung ist von oben nach unten gerichtet. An dem linken und rechten Modellrand wird eine Randstromlinie angenommen.

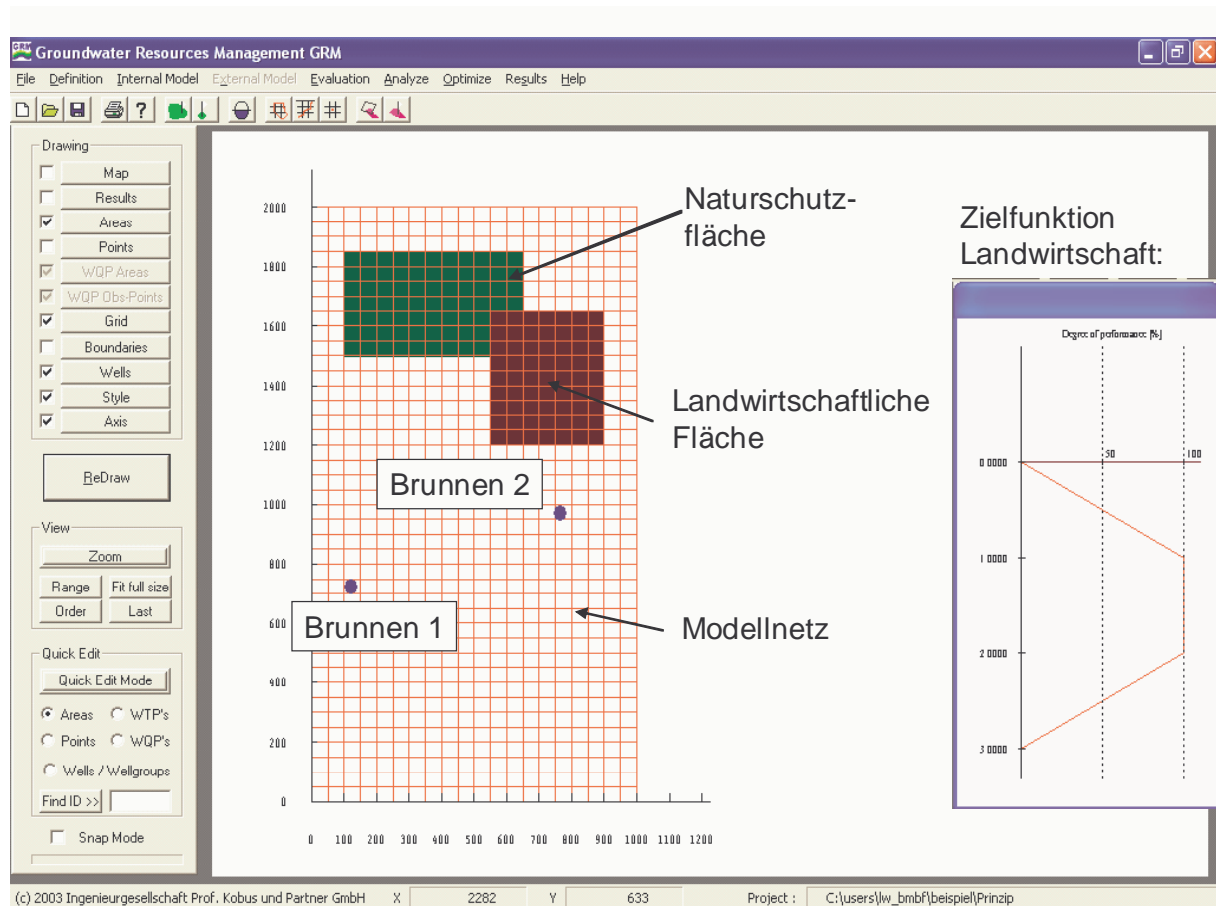


Abb. 12.1: Modellnetz, Bewertungsflächen und Zielfunktion in GRM

Wird eine Optimierung durchgeführt, so ergeben sich optimale Entnahmeraten der beiden Brunnen von:

- Brunnen 1: 41 l/s
- Brunnen 2: 24 l/s

Die sich aus dieser optimalen Entnahmeverteilung ergebenden Piezometerhöhen sind in Abb. 12.2 dargestellt. Danach führt die größere Entnahme an Brunnen 1 zu tieferen Piezometerhöhen in diesem Bereich.

Mit Hilfe von GRM lässt sich auch die Wasserbilanz für das Beispiel auswerten. Diese ist auch in Abb. 12.2 dargestellt. Danach liegt die Entnahme durch die beiden Brunnen in der Größenordnung der Neubildung. Der Zufluss vom oberen Modellrand entspricht in etwa dem Abfluss über den unteren Festpotentialrand.

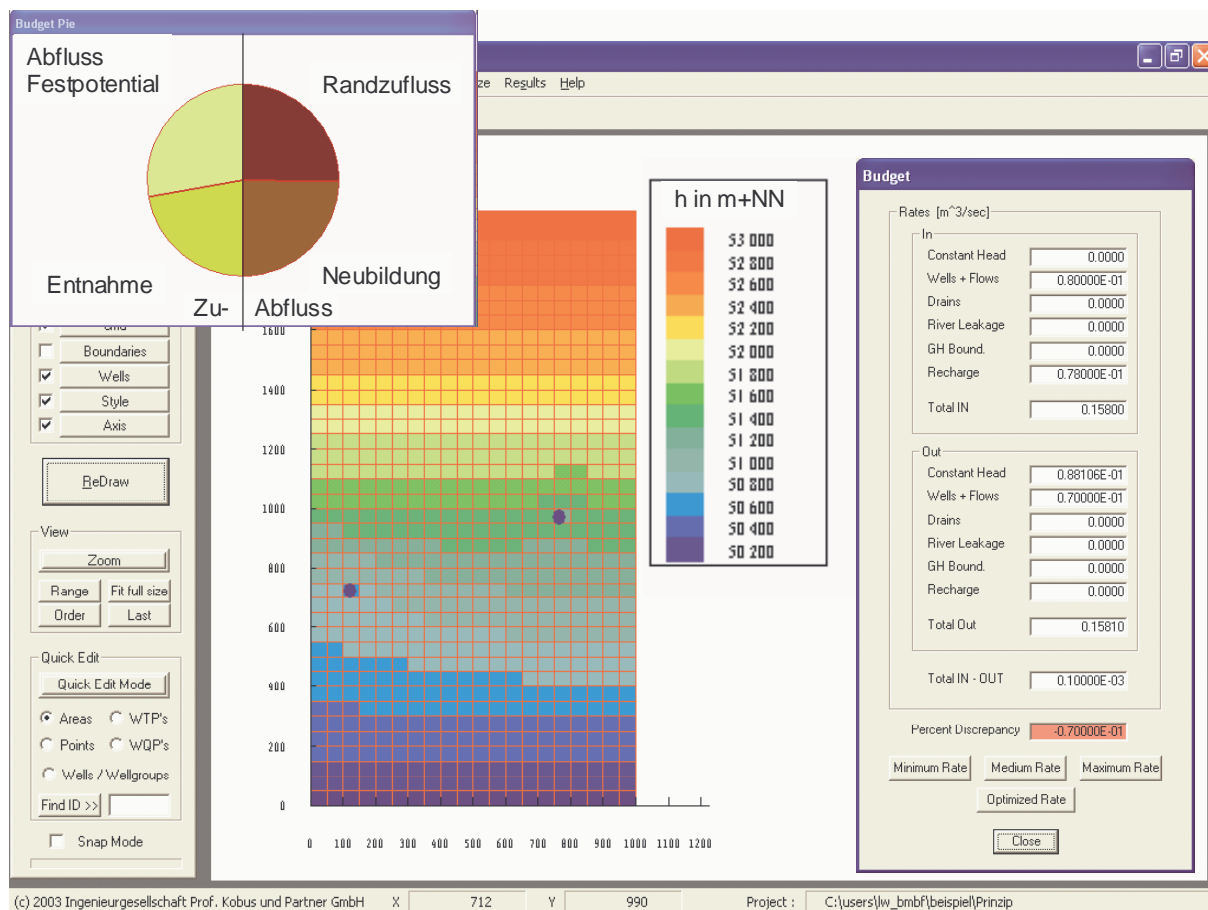


Abb. 12.2: Berechnete Piezometerhöhenverteilung und Wasserbilanz für die optimale Entnahme in GRM

Die sich aus der Optimierung ergebenden Teilnutzwerte sind in Abb. 12.3 dargestellt. Danach liegt der Gesamtnutzwert bei 79 %. Die Wasserversorgung erreicht einen Nutzwert von 97%, die Landwirtschaft von 67 % und der Naturschutz von 73 %. Dass von dem Optimierungsalgorithmus am Brunnen 1 eine höhere Entnahme vorgeschlagen wird, lässt sich wie folgt begründen:

- Die Naturschutzfläche ist vom Brunnen 1 weiter entfernt als vom Brunnen 2. Damit ist die Absenkung durch Brunnen 1 im Bereich der Naturschutzfläche geringer als durch Brunnen 2 bei gleicher Entnahme. Bei einer höheren Entnahme in Brunnen 1 als in Brunnen 2 sind die Auswirkungen durch beide Brunnen ähnlich.
- Die Nitratkonzentration im Brunnen 1 ist deutlich kleiner als vom Brunnen 2. Deshalb wirkt sich eine verstärkte Entnahme aus Brunnen 1 positiv für die Wasserversorgung aus.

Mit einer höheren Entnahme an Brunnen 2 könnte zwar der Grundwasserstand im Bereich der landwirtschaftlichen Fläche abgesenkt werden. Eine höhere Entnahmerate am Brunnen 2 hat aber deutliche Nachteile für Naturschutz und Wasserversorgung.

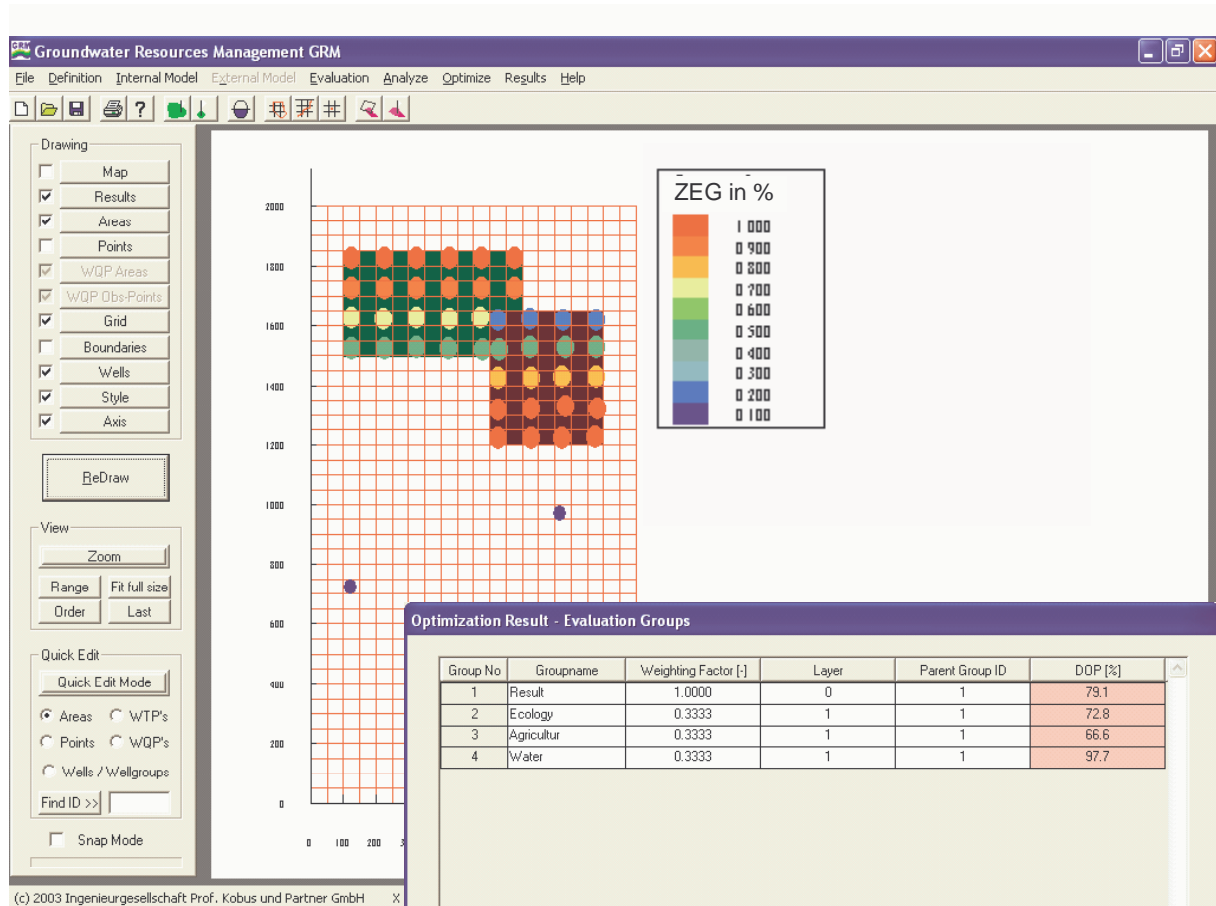


Abb. 12.3: Ergebnis der Optimierung für das Testbeispiel mit dem Zielerfüllungsgrad der einzelnen Bewertungsflächen und Teilnutzwerte der Bewertungsgrößen

13 ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

13.1 Zusammenfassung der Forschungsarbeiten

Das Wasserdargebot in Wassergewinnungsgebieten wird durch unterschiedliche Interessensgruppen genutzt. Neben den Wasserversorgungsunternehmen sind dies die Landwirtschaft und der Naturschutz. Auch die Bebauung von Flächen im Einzugsgebiet eines Wassergewinnungsgebiets kann im Hinblick auf die Grundwasserstände oder die Wasserqualität eine weitere Rolle spielen. Von diesen Interessensgruppen werden verschiedene Ansprüche an die Nutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen gestellt, so dass sich Interessenskonflikte ergeben.

Im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsprojektes „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“ wurde am Beispiel des Wassergewinnungsgebiets Donauried bei Ulm eine Lösungsstrategie für eine gerechte und nachhaltige Nutzung von Grundwasserressourcen aufgezeigt. Dazu wurden im Vorfeld des Forschungsprojektes von der Arbeitsgruppe „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“ alle Flächen einer prioritären Nutzung durch die Wasserversorgung, die Landwirtschaft oder den Naturschutz zugeordnet und so eine räumliche Entflechtung der Nutzungsinteressen erreicht. Dies war ein sehr wichtiger Schritt, da eine Verbesserung z.B. der Grundwasserstände bzw. Flurabstände nur möglich ist, wenn die Bewertungsgrößen für größere zusammenhängende Flächen vorliegen. Eine zerstückelte Flächenaufteilung erschwert die Möglichkeit der Optimierung, da sich auf kleinstem Raum widersprechende Anforderungen an den Grundwasserstand aufgrund von unterschiedlichen Zielfunktionen ergeben können.

Weitere Grundlage der im Donauried durchgeführten Forschungsarbeiten war die umfangreiche Datengrundlage, die einerseits ein sehr dichtes Netz an Grundwassermessstellen und andererseits vergleichsweise lange Datenreihen (bis Anfang des 20. Jahrhunderts) aufweist. Aufbauend auf diesen Messinformationen wurde ebenfalls im Vorfeld des Forschungsprojektes ein numerisches Grundwassermodell erstellt und für stationäre sowie instationäre Prozesse geeicht, so dass sich die natürlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet des Donaurieds nachbilden lassen. Dieses Grundwassermodell wurde im Rahmen des Forschungsprojektes verwendet, um unterschiedliche Entnahmeszenarien zu untersuchen und die Grundwasserstände für die Bewertung der Szenarien zu bestimmen.

Mit den o.g. Vorarbeiten und bestehenden Werkzeugen wurde im Forschungsprojekt zunächst ein umfassendes, neuartiges Bewertungssystem entwickelt. Der Vergleich unterschiedlicher Bewertungsverfahren hat gezeigt, dass die einfache Nutzwertanalyse (NWA) für die anstehenden Fragestellungen grundsätzlich gut geeignet ist. Aufgrund der Möglichkeiten zur Steuerung der Kompensierbarkeit unterschiedlicher Bewertungen einzelner Nutzungs-

gruppen wurde aber die Weiterentwicklung der NWA, das sogenannte Composite Programming (CP) als Bewertungsverfahren ausgewählt. Das CP zeichnet sich gegenüber anderen Bewertungsverfahren durch folgende Vorteile aus:

- Klare und nachvollziehbare Bewertung durch hierarchischen Aufbau des Zielsystems
- Berücksichtigung aller relevanter Bewertungskriterien
- Robustheit der Ergebnisse bei wiederholten Bewertungen
- Kein Einfluss neuer Alternativen auf das Bewertungssystem und bisherige Bewertungen
- Sehr gute Anpassungsfähigkeit an die Fragestellung der Grundwasserbewirtschaftung

Dieses Bewertungssystem wurde zunächst für stationäre Strömungsverhältnisse am Beispiel des Donaurieds aufgebaut. Dazu wurden die Bewertungsgrößen Flurabstand, Wasserqualität und Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung ausgewählt. Den Bewertungsgrößen wurden Zielfunktionen zugeordnet, die die optimalen, suboptimalen und schlechten Bereiche der einzelnen Bewertungsgrößen widerspiegeln. Innerhalb des Bewertungssystems werden anhand der Zielfunktionen und des Zielsystems die Zielerfüllungsgrade, Teilnutzwerte und der Gesamtnutzwert berechnet. Diese Nutzwerte ermöglichen den Vergleich unterschiedlicher Varianten. Zusammen mit den Ergebnissen von systematischen Modellberechnungen mit unterschiedlichen Entnahmen wurde ein Leitfaden für die Bewirtschaftung des Grundwasserleiters im Donauried erarbeitet.

In einem weiteren Schritt wurde das stationäre Bewertungssystem mit einem Optimierungsalgorithmus gekoppelt. Dadurch wurde ein Managementsystem erstellt, mit dem sich die Grundwasserentnahmen in einem Wassergewinnungsgebiet so optimieren lassen, dass sich für alle Nutzungsgruppen die bestmöglichen Verhältnisse im Wassergewinnungsgebiet einstellen. Im mathematischen Sinne bedeutet dies, dass ein größtmöglicher Gesamtnutzwert entsteht. Dies wird durch eine nichtlineare Optimierung erreicht, die auf der Gauss-Marquardt-Levenberg-Methode basiert. Das Managementsystem wurde allgemein gültig aufgebaut, so dass es für jedes Wassergewinnungsgebiet eingesetzt werden kann. Das Managementsystem „Groundwater Resources Management“ (GRM) verwendet das entwickelte Bewertungssystem nach der NWA oder dem CP. Die Strömungsverhältnisse werden mit einem Grundwassermodell berechnet, das ebenfalls in GRM aufgebaut werden kann, oder mit einem bereits bestehenden Modell, das über eine Schnittstelle gekoppelt wird. Mit dem neu entwickelten Managementsystem wurden Optimierungsrechnungen durchgeführt und beispielhaft für das Donauried die optimale Entnahmeverteilung an den 6 Fassungen für stationäre Strömungsverhältnisse bestimmt.

Da die natürlichen Verhältnisse zeitlichen Schwankungen unterliegen, wurde das bestehende stationäre Bewertungs- und Managementsystem für instationäre Prozesse erweitert. Dazu wurden zunächst instationäre Zielfunktionen für das Bewertungssystem ermittelt. Diese berücksichtigen die während eines Jahres natürlicherweise auftretenden Schwankungen des Flurabstands sowie den aktuellen Wasserversorgungsgrad im Boden. Diese instationären Zielfunktionen wurden dazu verwendet, die bisherigen Verhältnisse im Donauried zwischen 1993 und 1999 zu beurteilen.

Das instationäre Optimierungssystem wurde beispielhaft für den Zeitraum November 1998 bis April 1999 eingesetzt und die dynamische optimale Entnahmeverteilung ermittelt. Es hat sich gezeigt, dass nicht nur die Verteilung der Entnahme verbessert, sondern auch derselbe Gesamtnutzwert mit einer um ca. 20 % höheren Grundwasserentnahme als die tatsächliche im Betrachtungszeitraum erreicht werden kann. Dieses instationäre Optimierungssystem lässt sich auch zu einem Managementsystem ausbauen, mit dem die Entnahmen in einem Wassergewinnungsgebiet vorausschauend im Sinne einer nachhaltigen Nutzung geplant werden können. Dies wurde exemplarisch für einen Prognosemonat aufgezeigt, der sich an den instationären Optimierungszeitraum anschließt.

Mit Abschluss des Forschungsprojektes liegt somit ein allgemein gültiges Managementsystem vor, dessen programmtechnische Realisierung das System „Groundwater Resources Management“ in Form eines Prototyps ist. Für das Donauried selbst steht ein lauffähiges Bewertungs- und Optimierungssystem zur Verfügung.

13.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden Methoden zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserentnahmen in Wassergewinnungsgebieten entwickelt. Für die Anwendung dieser Methoden lassen sich allgemein gültige Empfehlungen sowie Schlussfolgerungen für das Donauried ableiten.

Empfehlungen für die allgemeine Vorgehensweise bei der Optimierung von Grundwasserentnahmen

- **Festlegung von prioritären Flächennutzungen:** Bevor ein Bewertungs- und Optimierungssystem erstellt wird, sollte innerhalb eines Nutzungskonzeptes die bestehende heterogene Nutzungsstruktur in einem Wassergewinnungsgebiet ermittelt und - wenn möglich - entflochten werden. Das bedeutet, dass großräumige, zusammenhängende Schwerpunktbereiche, ggf. mit unterschiedlichen Wertstufen ausgewiesen werden.
- **Ermittlung der Ansprüche der einzelnen Nutzer an den Wasserhaushalt und Erstellung von Zielfunktionen:** Für die einzelnen Nutzer des Gebietswasserhaushalts ist der spezifische Wasserbedarf in Abhängigkeit von der Zeit zu ermitteln. Dazu müssen die relevanten Bewertungsgrößen identifiziert werden. Für die Landwirtschaft und den Naturschutz eignet sich der Flurabstand. Für die landwirtschaftlichen Flächen und Naturschutzflächen im Donauried wurden Zielfunktionen für den Flurabstand ermittelt, die auch Anhaltswerte für weitere Gewinnungsgebiete liefern. Im Detail sind diese mit Fachleuten an die lokalen Verhältnisse anzupassen. Bei der Erstellung der Zielfunktionen ist wichtig, dass diese auf den Erhalt bzw. die Verbesserung der derzeitigen Situation in Naturschutzflächen abzielen und keine unrealistischen Zielvorgaben gestellt werden. Die Bewertungsgrößen der Wasserversorgung hängen von den spezifischen Kosten durch die Wassergewinnung und -aufbereitung sowie den Rohwasserqualitäten der einzelnen Ge-

winnungsanlagen ab und sind fallspezifisch zu ermitteln. Auch für die Wasserversorgung kann der Flurabstand als Bewertungsgröße eine Rolle spielen.

- **Aufstellen eines Bewertungssystems:** Es hat sich gezeigt, dass ein hierarchisch strukturiertes Zielsystem am besten geeignet ist. Um extrem unterschiedliche Bewertungen einzelner Nutzungsgruppen besser berücksichtigen zu können, wird die Verwendung von Composite Programming empfohlen, wobei ein Kompensationsfaktor > 1 nur auf der Zielebene 2 angewendet werden sollte. Die Wichtung der einzelnen Bewertungsgrößen und Gruppen ist zunächst frei wählbar. Für eine ausgeglichene Bewertung wird eine gleichmäßige Gewichtung auf der Zielebene 2 vorgeschlagen, auf der Zielebene 3 kann die Gewichtungsverteilung durch die unterschiedlichen Nutzer erfolgen.
- **Optimierung der Entnahmen:** Um Alternativen abwägen zu können, müssen die Grundwasserverhältnisse für unterschiedliche Entnahmeszenarien prognostiziert werden. Dazu eignet sich nur ein prognosefähiges Grundwassermodell, das anhand von ausreichend Messdaten geeicht wurde. Für sehr einfache hydrogeologische Verhältnisse können auch prinziphafte Modelle zum Einsatz kommen.
- **Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik:** Die zeitliche Dynamik spielt zwar bei der Grundwasserströmung eine Rolle, die entwickelten Zielfunktionen lassen sich aber problemlos auf stationäre mittlere hydrologische Verhältnisse anwenden. Das bedeutet, dass der Einsatz eines dynamischen Managementsystems nur dann erforderlich ist, wenn die hydrologisch bedingten Grundwasserstände zwischen dem Minimum und dem Maximum der Grenzflurabstände schwanken. In diesem Fall hängt das Optimierungspotenzial einer Grundwasserentnahme von den hydrologischen Verhältnissen ab.
- **Überprüfung der vorab festgelegten prioritären Flächennutzung:** Mit dem Bewertungs- und Optimierungssystem lassen sich diejenigen Bereiche identifizieren, in denen die gestellten Anforderungen an den Flurabstand durch eine optimierte Grundwasserbewirtschaftung nicht erfüllt werden können. Diese Bereiche können u.U. einer anderen prioritären Nutzung zugeordnet werden. Die Optimierungsrechnungen müssen in diesem Fall erneut durchgeführt werden.

Schlussfolgerungen für das Donauried

- **Anwendbarkeit des Bewertungssystems:** Das Bewertungssystem hat sich für die Anwendung im Donauried bewährt. Die Zielfunktionen liefern aussagekräftige Teilnutzwerte für den Naturschutz und die Landwirtschaft. Für die Wasserversorgung ist dies etwas differenzierter zu sehen:
 - Der Bewertungsparameter ‚Nitrat‘ (Gewichtung: 30%) ist sehr stark von der Rohwasserqualität abhängig, bei der instationären Optimierung spielt dieser Parameter deshalb eine umso größere Rolle, da die Konzentrationsschwankungen mit einer optimierten Entnahme ausgeglichen werden können.

- Da der Bewertungsparameter ‚Kosten‘ (Gewichtung: 20%) nur von der Entnahme an der Fassung 4 abhängt, ergeben sich hier sehr große Schwankungen bei der Bewertung einzelner Entnahmevarianten.
 - Der Bewertungsparameter ‚Härte‘ (Gewichtung: 30%) ist sehr stark von der Aufbereitung abhängig. Hinsichtlich des Betriebs der EC-Anlage wurden vergleichsweise viele Annahmen getroffen. Ggf. ist auf diesen Parameter zu verzichten oder durch einen anderen (z.B. DOC) zu ersetzen.
 - Der Bewertungsparameter ‚Vermeidung von Auswaschungen‘ (Gewichtung: 20%) ist vom Flurabstand abhängig. Damit lässt sich dieser Parameter genauso gut in das Bewertungssystem einbinden wie die Bewertungsgrößen der Landwirtschaft und des Naturschutzes.
-
- Bisherige Bewirtschaftung: Die generelle bisherige Bewirtschaftung sollte wie folgt umgestellt werden: An den Fassungen 1 und 6 sollte bis zur maximalen Ergiebigkeit Grundwasser entnommen werden. Die Entnahme an diesen Fassungen hat unter mittleren Bedingungen praktisch keine Auswirkung auf Landwirtschaft und Naturschutz. Demgegenüber sollten die Entnahmen an den Fassungen 2 und 3 soweit als möglich gedrosselt werden, wobei bei höherer Gesamtentnahme aus der Fassung 2 tendenziell mehr entnommen werden kann als aus der Fassung 3. Aus der Fassung 5 sollte ebenfalls wenig entnommen werden, da dies negative Einflüsse auf den Naturschutz und die grundwasserabhängigen Anmoorflächen im Gebiet hat. Die Kostensteigerung durch Entnahme an Fassung 4 muss teilweise in Kauf genommen werden, da sich Absenkungen in diesem Bereich positiv auf landwirtschaftliche Schwerpunktfächen auswirken. Allgemein kann ausgesagt werden, dass alle drei Interessensgruppen von einer optimierten Entnahmeverteilung profitieren.
 - Die Naturschutzfläche westlich der Nau zwischen den Fassungen 3 und 5 schränkt die Entnahmen aus diesen Fassungen stark ein. Die Modellrechnungen haben gezeigt, dass auch ohne Entnahme an diesen Fassungen die Zielvorstellungen des Naturschutzes auf dieser Fläche kaum zu verwirklichen sind. Die optimierte Grundwasserbewirtschaftung stellt daher kein geeignetes Mittel dar, das Vernässungsziel für diese Flächen zu erreichen. Es ist daher in Absprache mit den Naturschutzverbänden zu prüfen, ob ggf. andere Zielfunktionen bzw. Gewichtungen für die Flächen der Naturschutz-Wertstufe 2 möglich sind.
 - Optimierungspotenzial: Die Berechnungen mit dem Optimierungssystem haben gezeigt, dass sich der Gesamtnutzwert gegenüber der derzeitigen Situation noch deutlich steigern lässt. Für die weitere Vorgehensweise bedeutet dies, dass mit Hilfe eines dynamischen Managementsystems die Entnahmen gesteuert werden sollten. Weitergehende stationäre Optimierungsrechnungen sind nicht zielführend, da der Grundwasserleiter so großen hydrologischen Schwankungen unterworfen ist, dass stationäre Aussagen nur zu einzelnen mittleren Situationen möglich sind.

- **Dynamisches Managementsystem:** Das entwickelte dynamische Managementsystem hat sich im Rahmen des Projektes sehr gut bewährt. Die praktische Anwendung muss nun zeigen, inwieweit dieses aus Sicht des Wasserwerksbetriebs und der Unsicherheiten im Hinblick auf die hydrologischen Verhältnisse aussagekräftige Prognosen liefert, die in die Praxis umgesetzt werden können.

13.3 Ausblick

Methodische Weiterentwicklungen für das Bewertungs- und Optimierungssystem sind nach Abschluss des Forschungsprojektes nicht mehr notwendig. Der bestehende Prototyp des Managementsystems GRM ist auf seine praktische Anwendbarkeit und Benutzerfreundlichkeit zu testen. Dies ist durch die Anwendung des dynamischen Managementsystems auf das Donauried ab 2005 gegeben. In monatlichen Fortschreibungen werden optimale Entnahmeverteilungen für die Fassungen im Donauried ermittelt. Dazu müssen die aktuellen hydrologischen Verhältnisse in das Grundwasserströmungsmodell laufend eingebunden werden. Im Rahmen dieses Testbetriebs lassen sich auch die wasserwirtschaftlichen Bewertungsgrößen weiter überprüfen. Dies gilt insbesondere für die Härte.

Im Rahmen des weitergehenden Einsatzes des instationären Managementsystems ist die im Forschungsprojekt entwickelte Verteilung der Gewichtungsfaktoren zu überprüfen. Ggf. werden im praktischen Einsatz verschiedene Gewichtungsverteilungen zu untersuchen sein.

Im bestehenden Prototyp von GRM ist auch die Berücksichtigung von Transportprozessen vorgesehen. Es ist zu prüfen, ob eine Modellierung der Nitratverhältnisse im Grundwasserleiter das Managementsystem verbessert. Derzeit werden die Nitratkonzentrationen des Rohwassers aus Messungen abgeleitet. Eine Veränderung der Nitratkonzentrationen durch Entnahmeumstellung wird bislang nicht berücksichtigt. Dazu müsste das Strömungsmodell mit einem Nitrattransportmodell gekoppelt werden.

Eine Anwendung des dynamischen Managementsystems auf sehr große Grundwasservorkommen, wie z.B. den Oberrheingraben mit unterschiedlichen Wasserversorgungsunternehmen, ist zu empfehlen, da hier nicht nur die Landwirtschaft und der Naturschutz als Nutzungsgruppe vorhanden sind, sondern auch Probleme im Zusammenhang mit Siedlungen bestehen. Es ist zu prüfen, ob das Managementsystem dann als Grundlage für einen jährlich variierenden Bewirtschaftungsplan dienen kann.

Das neu entwickelte Bewertungs- und Optimierungssystem ist für die Umsetzung der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Erreichung eines guten mengenmäßigen Zustands des Grundwassers im Umfeld von Grundwassergewinnungsanlagen geeignet. Die von LENKENHOFF & ROSE (2003) ermittelten äußeren Grenzen des Flurabstand sollten hierfür in das Bewertungssystem integriert und das Managementsystem am Beispiel weiterer Wassergewinnungsgebiete getestet werden.

14 LITERATUR

AG BODEN (1994): „Bodenkundliche Kartieranleitung“, 4. Aufl., Hannover.

ANDERMAN, E.R.; HILL, M.C.; POETER E.P. (1996): "Two-Dimensional Advective Transport in Ground-Water Flow Parameter Estimation", *Ground Water*, Vol. 34, No. 6., pp. 1001-1009

BAEUMER, K. (1992): „Allgemeiner Pflanzenbau“, 3. Aufl., Ulmer Verlag, Hohenheim.

BÁRDOSSY, A. (2003): „Projektbewertung in der Wasserwirtschaft“, Vorlesungsskript, Universität Stuttgart.

BÁRDOSSY, A.; BOGARDI, I.; DUCKSTEIN, L. (1985): „Composite Programming as an extension of Compromise Programming“, in: *Mathematics of Multiple Objective Optimization*, S. 375 ff. Wien.

BARTHEL, R.; BRAUN, J.; NICKEL, D.; ROJANSCHI, V.; WOLF, J. (2004): "Groundwater water resources management models as a part of an integrative decision support system on the river basin scale". *Geophysical Research Abstracts*, Vol.6, EGU - 1st General Assembly, Nice, France.

BEAR, J. (1972): „Dynamics of fluids in porous media“, American Elsevier Publishing Company, New York.

BEAR, J. (1979): „Hydraulics of Groundwater“, McGraw-Hill, New York.

BECHMANN, A. (1978): „Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung“, *Beiträge zur Wirtschaftspolitik*, Band 29, Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart.

BEVEN, K.; BINLEY, A. (1992): "The future of distributed models, Model calibration and uncertainty prediction", *Hydrological Processes*, v. 6, p 279-298.

BLEIHOLDER, H.; VAN DEN BOOM, T.; LANGELÜDDEKE, P.; STRAUSS, R. (1989): „Einheitliche Codierung der phänologischen Stadien bei Kultur- und Schadpflanzen“, in: *Gesunde Pflanzen*, 41. Jhrg, Heft 11, Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin und Hamburg.

BRIEMLE, G.; LEHLE, M. (1991): „Kleinparzellenversuche Donauried – Einfluß von Bewirtschaftung und Standort auf den Stickstoffhaushalt von Moorböden“, unveröffentlicht.

BUBERL, H. (2002): „Wasserspannungskurven an zwei Standorten im Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe“, unveröffentlicht.

BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2001): „Raumentwicklung und Raumordnung in Deutschland – Kurzfassung des Raumordnungsberichts 2000“, Bonn.

CARRERA, J.; NEUMAN, S.P. (1986): "Estimation of aquifer parameters under transient and steady-state conditions" *Water Resources Research*, v. 22, no. 2, p. 199-242.

CEMBROWICZ, R. G.; ATEs, S. (1997): „Enwurfsoptimierung von Wasserversorgungsnetzen“. In: Gens, W. (Hrsg.): *42. Internationales Wissenschaftliches Kolloquium*, 22.-25. Sept. 1997, Bd. 3: Vortragsreihen, Ilmenau: Techn. Univ. 1997, pp. 303 – 308.

DAHLSTROM, D.J.; DOHERTY, J. (1998): "Groundwater flow model predictive analysis", *Proceedings MODFLOW'98*, Golden.

DIERSSEN, K.; DIERSSEN, B. (2001): „Moore – Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht“, Ulmer Verlag, Hohenheim.

DOHERTY, J. (2000): "PEST, Model-Independent Parameter Estimation, Program Documentation, (1994-2001)

DVGW (1996): „Wassergewinnung und Wasserwirtschaft“, Band 1, Oldenbourg Verlag, München, Wien.

DVGW (2003): „Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten“, *Arbeitsblatt-Entwurf W 107*, Fassung Juni 2003, Gelbdruck.

DVWK (1984): „Beregnungsbedürftigkeit – Beregnungsbedarf; Modelluntersuchungen für die Klima- und Bodenbedingungen der Bundesrepublik Deutschland“, *DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft – Heft 205*, Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin.

DVWK (1993): „Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse“, DVWK Mitteilungen 23, Beitrag des DVWK-Fachausschusses „Projektplanung- und Bewertungsverfahren.“

EGLSEER, C. (2002): „Vegetationsökologische Kartierung und Auswertungen im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens ‚Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten‘ – Erhebungen 2002“, unveröffentlicht.

EHLERS, W. (1996): „Wasser in Boden und Pflanze – Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag“, Ulmer Verlag, Hohenheim.

EHLERT, C. (1996): „Optimierungsverfahren von Messnetzen zur Grundwasserstandsbeobachtung, dargestellt am Beispiel der engeren Wasserschutzzone im Donauried“, LW-Bericht 1996-11, Eigenverlag, Stuttgart.

EMMERT, M. (1997): „Grundwassergleichenpläne im Donauried bei verschiedenen hydrologischen Verhältnissen und Entnahmesituationen“, LW-Bericht 1997-14, Stuttgart.

EMMERT, M.; HAAKH, F.; LANG, U.; SCHLOZ, W. (2000): „Das numerische Grundwassermodell für das Donauried“, in: LW-Schriftenreihe 2000, Heft 19, S. 15-23, Stuttgart.

ESKUCHE, U. (1955): „Vergleichende Standortuntersuchungen an Wiesen im Donauried bei Herbertingen“ in: Veröffentlichungen der Württembergischen Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Heft 23, S. 33-155.

FLADE, M. (1994): „Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands – Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung“, IHW-Verlag.

FLINSPACH, D. (1993): „DVGW-LAWA Kolloquium Ökologie und Wassergewinnung“, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 78, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Eschborn.

FREY, W., LÖSCH, R. (1998): „Lehrbuch der Geobotanik – Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit“, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

FÜRST, D.; SCHOLLES, F. (2001): „Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung“, Dortmund (Handbücher zum Umweltschutz, 4).

GRUNDWASSERDATENBANK WASSERVERSORGUNG [Hrsg.] (2001): „9. Jahresbericht – Ergebnisse der Beprobung 2000“, Eigenverlag.

HAAKH, F. (1994): „Überlegungen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Donaurieds“ in: LW-Schriftenreihe 1994, S. 5-11, Stuttgart.

HAAKH, F. (1997): „Überlegungen zur weiteren Optimierung der dargebotsorientierten Grundwasserbewirtschaftung im Donauried“, unveröffentlicht.

HAAKH, F. (1998): „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“, in: LW-Schriftenreihe 1998, Heft 17, S. 47-59, Stuttgart.

HAAKH, F. (2001): „Grundwassererschließung und Grundwasserschutz“, Uni Stuttgart, Skript zur Vorlesung.

HAAKH, F.; SCHMID, G. (1995): „Das Forschungsvorhaben ‚Untersuchungen zur Prognose der Entwicklung der Nitrat- und Pestizidkonzentrationen in Grundwässern – dargestellt am Grundwasservorkommen im Donauried – bisherige Ergebnisse“ in: LW-Schriftenreihe 1995, S. 36-42, Stuttgart.

HAAKH, F.; SCHMID, G. (1996): „PWAB-Forschungsvorhaben PW 91 107: Untersuchungen zur Prognose der Entwicklung der Nitrat- und Pestizidkonzentrationen in Grundwässern, dargestellt am Grundwasservorkommen im Donauried – Abschlussbericht“, LW-Bericht 1996-8, Eigenverlag, Stuttgart.

HAARHOFF, T. (1989): „Bestimmung der Eingangsgrößen für die Entnahmesteuerung in der Grundwasserbewirtschaftung“, Mitteilungen Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie, und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover Heft 71, S. 1 – 132, Hannover.

HARBAUGH, A.W.; BANTA, E.R.; HILL, M.C.; McDONALD, M.G. (2000): „Modflow2000, The U.S. Geological Survey modular ground-water model – User guide to modularization concepts and the ground-water flow process“, U.S. Geological Survey.

HILL, M.C. (1994): „Five Computer Programs for testing weighted residuals and calculating linear confidence and prediction intervals on results from the groundwater parameter-estimation computer program MODFLOW“, USGS OFR 93-481.

- HOFMANN, B. (2000): "Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen", Mit. Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart, Heft 104, Dissertation.
- HORSCH, H.; RING, I.; HERZOG, F. [Hrsg.] (2001): „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung“, Metropolis Verlag, Marburg.
- HUGGER, H. (2001): „Landwirtschaftliche Kulturen und ihr Wasseranspruch am Beispielen des Donaurieds“, Vortrag am 27.11.2001 in Langenau.
- HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH [Hrsg.] (1993): „Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau“, 12. Aufl., Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (1998): „Grundwasserbilanz und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds – Modellaufbau für stationäre Berechnungen“, Bericht A132-1.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (1998): „Grundwasserbilanz und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds – Stationäre Modelleichung“, Bericht A132-3.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (2000): „Grundwasserbilanz und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds – Konzept zur Ermittlung der Grundwasserneubildung“, Bericht A132-2.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (2000): „Grundwasserbilanz und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds – Instationäre Modelleichung, Sensitivitätsstudie und Validierung“, Bericht A132-4.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (2002): „Optimierung des Gebietswasserhaushalts – Flurabstände bei unterschiedlichen Entnahmeraten“, Bericht A202-1.
- INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. KOBUS UND PARTNER GMBH (2002): „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten – Teilprojekt 2: Optimierungs- und Managementsysteme“, Bericht A195-1, Zwischenbericht 2001.
- ITCF (1993): „Gérer l'irrigation en grandes cultures“, Brochure réalisée à l'occasion de la journée OPTIM'EAU 26 mai 1993, Augustin.
- ITCF & AGPM (2000): „Optim'eau 2000“, Tagungsband Colloques au champ, Etoile/Rhône.
- KAATZ, C. (2002): „Erforderliche Strukturen und fachliche Inhalte zur Sanierung nitratbelasteter Grundwasservorkommen in Wasserschutzgebieten, dargestellt am Beispiel des Donaurieds“, LW-Bericht 2002-13, Eigenverlag, Stuttgart.
- KOBUS, H. (1997): „Grundwasserhydraulik – Arbeitsunterlagen zur Vorlesung“, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- KOBUS, H.; MÖDINGER, J. (2002): „Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit – Abschlussbericht“, Technischer Bericht Nr. 15/2002, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Stuttgart.
- KRATZ, R., PFADENHAUER, J. [Hrsg.] (2001): „Ökosystemmanagement für Niedermoore – Strategien und Verfahren zur Renaturierung“, Ulmer Verlag, Hohenheim.
- LANG, U.; BURKERT, U. (1997): „Leakagemessungen in der Nau“, unveröffentlicht.
- LANG, U.; KEIM, B., SANZENBACHER, J. (2002): „Optimierung des Gebietswasserhaushalts – Flurabstände bei unterschiedlichen Entnahmeraten“, unveröffentlicht.
- LANG, U.; SANZENBACHER, J. (2004): „Kurzdokumentation: Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell Donauried – Berechnung von Fließpfaden“, unveröffentlicht.
- LENKENHOFF, P.; ROSE, U. (2003): „LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen – Vorläufige Endfassung des Berichts zu Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte)“, unveröffentlicht.
- LINDNER, W. (1983): „Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien“, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart – Heft 53, Eigenverlag; Stuttgart.

- LUCKNER, L.; BÖRNER, F.; TIEMER, K.; BEYER, C. [Bearb.] (2002): „Grundwasserressourcen im Westfläming – Gutachten langfristige Nutzung des Wasserdargebots im Westfläming“, Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Dresden.
- MÄCK, U. (2002): Schaubild „Leitbild, Vegetation, Landnutzung, Wasserstand und Zielarten im Projektgebiet Landesgrenzgraben“, unveröffentlicht.
- MANIAK, U. (2001): „Wasserwirtschaft – Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben“, ISBN 3-540-59206-7, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. (1984): „A modular three-dimensional finite-difference ground water model“, USGS, Reston.
- MURSWIEK, D. (2002): „Umweltrisiken im amerikanischen Recht: Höhere Rationalität der Standardsetzung durch Kosten-Nutzen-Analyse?“, Papers und Preprints aus dem FZUR, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- NILLERT, P.; DINSE-HÖFIG, A.; BÄSLER, H.; SCHÄFER, D. [Bearb.] (2003): „Modellgestützte Optimierung des Betriebes der Fassungen Nedlitz und Dobritz II des WW Lindau“, Gutachten des Dresdner Grundwasserforschungszentrums im Auftrag der Trinkwasserversorgung Magdeburg GmbH, unveröffentlicht.
- OLSTHOORN, T.N. (1995): „Effective parameter optimization for ground-water model calibration“ in: *Ground Water*, v. 33, n. 1, p. 42-48.
- PETERSEN, J.; SÜTERING, U. (2003): „Neue Methoden zur Erfassung und Bewertung grundwasserabhängiger Biotope“ in: *Wasser & Boden* 7/8, S. 58-64, Berlin.
- PLACHTER, H. (1991): „Naturschutz“, UTB-Verlag, Hohenheim.
- POETER, E.P.; HILL, M.C. (1997): "Inverse Methods: A Necessary Next Step in Groundwater Modeling", *Ground Water*, v. 35, no. 2, pp. 250-260.
- POETER, E.P.; HILL, M.C. (1998): "UCODE, a computer code for universal inverse modeling", USGS, Open File Report No.: 98-4080.
- QUADFLIEG, A.; FUCHS, R.; HEINZELMANN-EKOOS, T.; MICHEL, B.; BINDER, K.G.; KLAUS, J.; SOLVEEN, D.; WURSTER, H. (1999): „Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplanes Hessisches Ried“ in *Wasser & Boden*, 51/3, S. 19-28.
- RAIMONDE, M.S. ; PEEPLES, J.A. ; MYERS, G.R. (1998): "The use of MODFLOW and MT3D to develop risk-based remediation goals in silt-rich clay soil: case study", *Proceedings MODFLOW`98*, Golden.
- RENGER, M.; WESSOLEK, G.; SAUERBREY, R. (2003): „Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf Kohlenstoff- und Stickstofffreisetzung von Niedermoorböden“, in: *Wasser & Boden*, 55/4, S. 39-46, Blackwell Verlag, Berlin.
- RICKERT, K.; RUIZ-RODRIGUEZ, E.; RUWENSTROHT, G. [Bearb.] (1993): „Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse – Wasserwirtschaftliche Planung Emstal“, DVWK-Mitteilungen 23, Bonn.
- ROSS, M. A.; TARA, P. D.; GEURINK, J. (1995) "On Integrated Modeling of Large Multi-Basin Areas: Lessons Learned", *Groundwater Management, Proc. of the International Symposium*, Randall J. Charbeneau, ed., San Antonio, TX.
- ROSENTHAL, G. (1998): „Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte“, Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 808 05 084 des Bundesamtes für Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz; Bonn-Bad Godesberg, 1998.
- SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1998): „Lehrbuch der Bodenkunde“, 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHNECK, A. (2002): „Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz im Einklang – Das Forschungsvorhaben „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“, in: *LW-Schriftenreihe* 2002, Beitrag 3, S.22-33, Stuttgart.
- SCHNECK, A. (2003): „BMBF-Forschungsvorhaben „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten – Leitfaden mit Bewirtschaftungsregeln“, unveröffentlicht.
- SCHOLLES, F. (1998): „Die Ökologische Risikoanalyse und ihre Weiterentwicklung“. Uni Hannover, Skript zur Vorlesung.
- SCHOLLES, F. (2000): „Planungsmethoden“, Uni Hannover, Skript zur Vorlesung.

SCHOPP-GUTH, A. (1999): „Renaturierung von Moorlandschaften – Naturschutzfachliche Anforderungen aus bundesweiter Sicht“, BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Bonn.

SCHUH, H. (2001): „Entscheidungsorientierte Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung – Empirische Analyse, theoretische Fundierung und Systematisierung am Beispiel der natürlichen Ressource Wasser“, Dissertation an der Techn. Universität Dresden, dissertation.de – Verlag im Internet GmbH, Berlin.

STASCH, D. (1996): „Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried“, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 30, Stuttgart.

STRAYLE, G.; SCHLOZ, W.; MEHLHORN, H. (1990): „Forschungsvorhaben ‚Mathematisches Grundwassermodell Donauried‘ – Hydrogeologie des Donaurieds“, LW-Bericht 1987-5, Eigenverlag, Stuttgart.

TECHNOLOGIEBERATUNG GRUNDWASSER UND UMWELT (TGU) GMBH (2002): „Planung für die wasserwirtschaftlich-ökologische Entwicklung der Iller, Flussabschnitt km 9,242 bis 17,000 – Bewertungsmethodik Rampenkonstellation“, Vorabzug, Auftraggeber Wasserwirtschaftsamt Krumbach und Gewässerdirektion Donau/Bodensee – Bereich Ulm; Koblenz.

TECLE, A. (1992): „Selecting a multicriterion decision making technique for watershed resources management“ in: Water resources bulletin vol. 28 no. 1 (ed: Hipel, K.), AWRA, Bethesda.

TREMP, H. (2002): „Aufnahme- und Auswertemethoden in der Vegetationsökologie“, Skript Uni Hohenheim.

TRINKWV (2001): „Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung“ im BGBl. I S. 959 vom 21.05.2001, Berlin.

WEINZIERL, W. (1989): „Bodenkundlicher Abschlussbericht der AG Donauried / UAG 2 – Geologie und Bodenkunde für den Zeitraum 1/88-6/89“, unveröffentlicht.

WEINZIERL, W. (1991): „Bilanzierung des Nitrataustrags aus den Deckschichten des WSG Donauried“, unveröffentlicht.

WINTER T.; ZIMMERMANN U.T. (1998): "Discrete Online and Real-Time Optimization", Proceedings of the 15th IFIP World Computer Congress, Budapest/Vienna

WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik („EU-Wasserrahmenrichtlinie“), in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 - /21 vom 22.12.2000, Luxemburg.

ZANGEMEISTER, C. (1971): „Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen, 2. Aufl., München, Wittemann.

ZANGEMEISTER, C. (1973): „Nutzwertanalyse in der Systemtechnik – Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen“, 3. Aufl., Wittemannsche Buchhandlung, München.

ZETTLER, L.; MUNZ, B.; HETTRICH, R.; WINTERHALTER, A.; HÄFNER, C.; SPRENGER, B.; BILLWITZ, J. [Bearb.] (1999): „Gesamtökologisches Gutachten Donauried – Leitbild – Ziele – Maßnahmen“ Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Memmingen.

ZHENG, C.; WANG, P.P. (1999): „MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99-1 for U.S. Army Corps of Engineers, Work Unit No. CU-1062, Tuscaloosa, Alabama.

ZIMMERMANN, U.T.; BUSSIEK M.R.; KRISTA, M.; WIEGAND M.D.: „Linienoptimierung - Modellierung und praktischer Einsatz“. TU Braunschweig und IVV Ingenieures. Braunschweig.

ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG (1987): „75 Jahre Landeswasserversorgung 1912-1987“, Klett Druckerei, Stuttgart.

ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG (1997): „Das württembergische Donauried – seine Bedeutung für Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz“, Stuttgart.

15 ANHANG

15.1 Böden des Donaurieds

Die nachfolgenden Ausführungen sind WEINZIERL (1989) entnommen.

1. Böden der Alb (Kartiereinheiten 1-3)

Aus dem Kalkgestein der Albhochflächen entwickelte sich eine flach- bis mittelgründige Bodengesellschaft über die Rendzina zur Terra fusca. Der humos- und skelettreiche Oberboden bietet Bodenorganismen gute Lebensbedingungen. Dadurch entsteht im Oberboden ein wasserstabiles Aggregatgefüge (Krümel, Wurmlösung), so dass die Böden trotz hoher Tongehalte gut durchlüftet sind und eine hohe Wasserdurchlässigkeit haben.

2. Parabraunerden (Kartiereinheiten 4-5)

Südlich der Alb wurden sand-, schluff- und tonreiche Sedimente abgelagert und so entwickelten sich im nördlichen Bereich des Donaurieds Parabraunerden, die einen deutlich erkennbaren Tonanreicherungshorizont erkennen lassen und Entkalkungstiefen von 0,7 bis 1,0 m aufweisen. Diese Böden sind fruchtbare Ackerstandorte und besitzen ein hohes Wasserspeichervermögen.

3. Kolluvien (Kartiereinheiten 6-8)

In flachen Rinnen und im Bereich des Südrandes der Alb wurden durch Wasser erodierte Bodenteilchen zu mittel- bis tiefgründigen Kolluvien abgelagert.

4. Auenböden (Kartiereinheiten 9-15)

Im Bereich der Gräben und Bäche des Ostrieds und in den Rinnen des Westerrieds entstanden Auenböden aus schluffig-sandigen und schluffig-tonigem Auelehm. Mit Grundwasserständen von zumeist 1 m Flurabstand, die auf die Begradigung und Vertiefung des Flussbettes der Donau zurückzuführen sind, stehen diese Böden kaum noch unter dem Einfluss von Druckwasser.

5. Gleye (Kartiereinheiten 16-17)

Bedingt durch natürliche Grundwasserschwankungen, die den Oberboden jedoch nicht beeinflussten, entwickelten sich Gleye. Durch die wechselnden Grundwasserstände weisen sie einen charakteristischen Oxidationshorizont auf. Bei $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ reichem Grundwasser entstand an Stelle eines Oxidationshorizonts ein carbonatreicher Horizont (Wiesenkalk).

6. Anmoorgleye (Kartiereinheiten 18-23)

Bei Grundwasserständen zeitweilig bis an die Bodenoberfläche kam es zur Entstehung von Anmoorgleyen. Ein Oxidationshorizont ist hier nicht zu finden und der Oberboden hat aufgrund der sauerstoffarmen, den Stoffabbau hemmenden Bedingungen einen Humusanteil von 15 bis 30 Prozent.

7. Niedermoore (Kartiereinheiten 24-28)

Die Niedermoorgebiete im Donauried entstanden nach der Würm-Eiszeit vor circa 10.000 Jahren auf den wasserundurchlässigen Auelehmschichten des Donautals. Ursachen für die Entstehung waren der hohe Karstgrundwasserzustrom von der Schwäbischen Alb und der Grundwasserrückstau der Donau sowie die geringen Grundwasserflurabstände. Anmoor- und Niedermoorböden haben von Natur aus einen großen organisch gebundenen Stickstoff-Pool. So können in Niedermoorböden bis zu 82.000 kg N/ha (0 – 1m) gebunden sein. Niedermoorböden haben einen Humusanteil der größer als 30 Prozent ist.

Tab. 15.1: Bodenformationen im württembergischen Donauried (WEINZIERL, 1989)

Kartiereinheit	Bodenformation	vorherrschende Bodenart	Mächtigkeit Bodenhorizont
1	Rendzina aus anstehendem Kalkstein des Weißjura mit geringmächtiger Schlufflehmdecke	<u>Ul-Lu,gr2,h,k</u> Kalkstein	1-2 dm
2	Pararendzina aus schluffig-lehmigen, schwach grusigen Fließerden	<u>Ul3,gr1-2,h,k</u> <u>Lu-Ltu,gr1-2,k</u> Kalkstein	2-3 dm >7 dm
3	Parabraunerde aus Lösslehm über Kalkstein des Weißjura	<u>Lu,h</u> <u>Lu,(h)</u> <u>Ltu</u> <u>Lu(gr1),k</u> Kalkstein	2-3 dm 2-4 dm 2-3 dm 2-3 dm
4	Meist Parabraunerde aus Lösslehm auf schwach grusigen Fließerden über kantengerundetem Weißjurageröll oder entkalktem Risskies	<u>Lu,h</u> <u>Lu</u> <u>Ltu(gr1-2)</u> <u>Lu-Ltu,gr1-2,k</u> X,G,k-Gls	2-3 dm 1-4 dm 3-4 dm 2->10 dm
5	Meist tiefhumose Parabraunerde, untergeordnet Gley-Parabraunerde aus pleistozänen schluffig-lehmigen Hochflutsedimenten, in der Nähe des Albrandes vereinzelt zwischengelagerte Fließerden, über Weißjurageröll oder Risskies. Im Bereich der Schwemmfächer am Albsüdrand teilweise mit kolluvialer Überdeckung	<u>Lu,h</u> <u>Ltu(gr1-2),h</u> <u>Ul-Ltu(s,gr1-2),k</u> G,k-Gls	4-8 dm 3-4 dm 6->10 dm
6	Mittelgründiges kalkhaltiges Kolluvium aus stark tonigen, grusigen Abschlammungen über Kalkgeröllen und -grus des Weißjura in alten Rinnen	<u>Ltu,gr1-Lt,gr1,h,k</u> <u>Lt,gr2-Tl,h,k</u> Gr-G,k	2-3 dm 1-4 dm
7	Meist tiefgründiges kalkhaltiges Kolluvium, untergeordnet Kolluvium mit Vergleyung im nahen Untergrund aus humosen, schluffig-lehmigen, leicht sandig bis grusigen Abschlammungen, meist über peistozänen lehmig-tonigen Hochflutsedimenten	<u>Lu,(gr1-2),h,k</u> <u>Lu-Ltu,(k)</u> Kalkstein-Gs,(k)	6-12 dm
8	Meist tiefgründiges Kolluvium, untergeordnet Gley-Kolluvium aus humosen, schluffig-lehmigen, leicht sandigen Abschlammungen über pleistozänen, schluffig-lehmigen Hochflutsedimenten und/oder sandigen Rinnenfüllungen	<u>Lu,s1,h</u> <u>Lu-Ltu,(h)</u> <u>Sul,g1-2-Lu,k</u> Gls-Gs,(k)	4-7 dm 5-10 dm 3-6 dm
9	Brauner, kalkhaltiger Auenboden, untergeordnet Gley-Brauner Auenboden aus humosem, schwach kiesigem Auenlehm über schluffig-lehmigen Hochflutsedimenten	<u>Lu,gr1-Ltu,gr1,h,k</u> <u>Sul,gr2-3-Lu,k</u> Gls-Gs,(k)	4-10 dm
10	Brauner kalkhaltiger Auenboden über kalkhaltigem Anmoorgley,	<u>Lu,h,k</u>	4-8 dm

Karriereinheit	Bodenformation	vorherrschende Bodenart	Mächtigkeit Bodenhorizont
	untergeordnet auch über Moorgley aus lehmig-schluffigem Auenlehm über lehmig-tonigen Stillwasserabsätzen, vereinzelt mit dünnen Wiesenkalkzwischenlagen	<u>Lu-Tl,a,(k)</u> <u>Sl,gr2-3-Lus,(k)</u> Gls	3-7 dm
11	Kalkhaltiger Gley-Brauner Auenboden, untergeordnet Brauner Auenboden-Gley aus humosen, schluffigen Auelehmen über schluffig-lehmigen bis schluffig-tonigen, leicht sandigen Hochflutsedimenten oder sandigen Rinnenfüllungen	<u>Lu,h,k</u> <u>Ul-Lu,h,k</u> <u>(S,gr2-3)-Lus-Ltu</u> Gls-Gs,(k)	2-3 dm 3-7 dm
12	Kalkhaltiger Brauner Auenboden-Gley aus schluffig-tonigem Auenlehm über schluffreichen Hochflutsedimenten und schluffig-kiesigem Sand	<u>Lu-Ltu,h,k</u> <u>Ul-Lu,(h),k</u> <u>Ul2-3,k</u> <u>Su,g2-3,k</u> Gs,k	2-3 dm 2-3 dm 4-8 dm
13	Kalkhaltiger Auengley, untergeordnet Auenboden-Auengley aus schluffigem Auenlehm der Nau über schwach lehmigem Sand und Kalksteingrus, z.T. dünne Zwischenlagen aus umgelagerter Torf und Kalksinter	<u>Ul-Lu,h,k</u> <u>S,gr2-3-Lus,k</u> Gs,k	6-12 dm
14	Kalkhaltiger Auengley, untergeordnet Auenspseudogley-Auengley über 3-10 dm Niedermoor aus schluffig-tonigem Auenlehm auf Sinterkalk und Torf	<u>Lu-Ltu,h,k</u> <u>Ka,(h)/Tl(k)</u> <u>Hn,z5,(k)</u> <u>S,g2-3-Lus,q1</u> Gs,k	4-8dm 4-5 dm 3-10 dm
15	Auenspseudogley-Auengley aus schluffigem Auenlehm in Wechsellagerung mit tonigen Stillwassersedimenten und 1-3 dm mächtigen Torflagen	<u>Lu-Ltu,h,k</u> <u>Ltu-Tl,(h),k</u> <u>Tl,h,(k)</u> <u>Hn,z5,(k)</u> <u>Tl,(h),(k)</u>	2-3 dm 2-3 dm 1-3 dm 1-3 dm
16	Tiefhumoser kalkhaltiger Gley aus spätwürmeiszeitlichen, schluffreichen Hochflutsedimenten (Schwemmlöss) über unverwittertem, kalkhaltigem Kies, im nördlichen Terrassenbereich auch über entkalktem Risskies und kalkfreien Hochflutsedimenten	<u>Ul-Lu,h,k</u> <u>Ul-Lu,k</u> Gs,k-Gls	5-8 dm 10->20 dm
17	Kalkhaltiger Gley aus spätwürmeiszeitlichen Hochflutsedimenten (Schwemmlöss) über kalkhaltigem Kies	<u>Ul-Lu,h,k</u> <u>Ul,k</u> Gs,k	2-3 dm >20 dm
18	Kalkhaltiger Anmoorgley aus tonreichen Stillwassersedimenten über schluffreichen Hochflutsedimente, vereinzelt mit dünnen Wiesenkalkzwischenlagen	<u>Lu-Ltu,a,k</u> <u>Ltu-Tl,a,(k)</u> <u>Ul2-3,k</u> Gs,k	1,5-3 dm 2-4 dm 10->20 dm
19	Kalkhaltiger Anmoorgley aus schluffreichen Hochwassersedimenten, vereinzelt mit dünnen Wiesenkalkzwischenlagen, in Rinnenlagen über sandigem Lehm	<u>Lu-Ltu,a,k</u> <u>Ul-Lu,h,k</u> <u>Ul2-3,k</u> Gs,k	2-4 dm 2-4 dm 10->20 dm
20	Meist kalkhaltiger Anmoorgley mit 2-4 dm mächtiger Auenlehmüberdeckung, untergeordnet kalkhaltiger Auenmoorgley und Auengley aus schluffigem bis schluffig-tonigem Auenlehm über tonigem Stillwassersediment auf schluffig-sanigem Lehm und sandigem Kies der Niederterrasse	<u>Lu-Ltu,h,k</u> <u>Ltu-Tl,a,(k)</u> <u>Lus,q1-Ltu,k</u> <u>S,g2-3-G,k</u>	2-4 dm 3-5 dm 3-4 dm
21	Kalkanmoorgley mit 2-4 dm mächtiger Auenlehmüberdeckung, untergeordnet kalkhaltiger Auengley aus schluffigem bis schluffig-tonigem Auenlehm über 1-3 dm mächtigem Wiesenkalk und tonigen Stillwasserabsätzen auf schluffig-sandigen Hochflutsedimenten und sandigem Kies der Niederterrasse	<u>Lu-Ltu,h,k</u> <u>Kw</u> <u>Ltu-Tl,a,(k)</u> <u>Uls-Lus,k</u> Gs,k	2-4 dm 1-3 dm 2-3 dm 3-7 dm
22	Kalkhaltiger Moorgley aus <3 dm Torf über tonigen Stillwasserabsätzen	<u>Hn,z5,k</u> <u>Ltu-Tl,h,(k)</u> <u>Ul-Lu,k</u> <u>(Sul,g1,k)</u>	1,5-3 dm 1-3 dm 4->20 dm

Kartiereinheit	Bodenformation	vorherrschende Bodenart	Mächtigkeit Bodenhorizont
		Gs,k	
23	Überdeckter kalkhaltiger Moorgley mit 2-4 dm mächtiger Überdeckung aus schluffigem Auenlehm auf Wiesenkalk und Torf über tonigem Stillwassersediment und/oder schluffig-sandigem Hochflutsediment	<u>Lu,h,k</u> <u>Kw,h</u> <u>Hn,z4-5,k</u> <u>Lus-Tl,(k)</u> Gs,k	2-4 dm 2-5 dm 1-3 dm
24	Niedermoor und abgetorfes Niedermoor aus Schilf- und Seggentorf, meist auf geringmächtigem tonigem Übergangshorizont über schluffreichen Hochflutsedimenten	<u>Hn,z5,(k)</u> <u>Hn,z3-5,(k)</u> <u>(Lu-Ltu,h,k)</u> <u>Ul2-3,k</u> Gs,k	2-4 dm 6-30 dm (1-3 dm)
25	Niedermoor aus Schilf- und Seggentorf über tonigem Stillwassersediment auf lehmig-tonigem Hochflutsediment oder lehmiger, sandig-kiesiger Rinnenfüllung	<u>Hn,z5,(k)</u> <u>Ltu-Tl,h,(k)</u> <u>Lus.gr1-2-Ltu,(k)</u> Gs,k-Gls	3-10 dm 2-4 dm 5->10 dm
26	Meist abgetorfes Niedermoor aus >6 dm mächtigem Kalksinter (stellenweise als Röhrentuff ausgebildet) über mittel bis stark zersetztem Niedermoortorf, ehemals überlagernder Torf meist abgebaut	<u>Hv,Ka,h,k</u> <u>Ka</u> <u>Hn,z3-4,k</u> <u>(Ul-Lu,k)</u> Gs,k	2-3 dm 6-30 dm 10-20 dm
27	Kalkreiches Niedermoor in Wechsellagerung mit Kalksinter (1-6 dm) und untergeordnet auch Kalkmudde (0,5-1 dm) bei stark schwankenden Schichtmächtigkeiten	<u>Hn,z5,k</u> <u>Hn,z3,Ka,wl</u> <u>(Ul-Lu,k)</u> Gs,k	2-4 dm 6-50 dm
28	Kalkreiches Niedermoor in Wechsellagerung mit Kalkmudde (0,5-4 dm), untergeordnet auch Kalksinter bei stark schwankenden Schichtmächtigkeiten	<u>Hn,z5,k</u> <u>Hn,Fk,wl</u> <u>(Ul-Lu,k)</u> Gs,k	2-4 dm 6-30 dm

Abkürzungen:

G = Kies, Gr = Grus, Hn = Niedermoor, S = Sand, L = Lehm, U = Schluff, T = Ton

g = kiesig, gr = grusig, s = sandig, l = lehmig, t = tonig

Fk = Kalkmudde, Ka = Kalksinter, Kw = Wiesenkalk

h = humos, a = anmoorig, k = kalkhaltig, z = Zersetzungsgrad, v = vererdet, wl = wechsellagernd

1 = sehr schwach, 2 = schwach, 3 = mittel, 4 = stark, 5 = sehr stark

() = vereinzelt, stellenweise

15.2 Ergebnisse der Bewertungen von Entnahmen an Einzelfassungen

Im folgenden sind die Ergebnisse der Bewertungen von Entnahmen an einzelnen Fassungen im Donauried unter Mittelwasserverhältnissen (stationär) dargestellt. Die Grafiken beziehen sich auf die Ausführungen in Kap. 6 und sind nach einem einheitlichen Prinzip aufgebaut: In der oberen Abbildung sind die berechneten Flurabstände dargestellt, das mittlere Bild zeigt die Absenkung gegenüber der „Nullentnahme“. Im unteren Teil sind die Bewertungen für den Flurabstand zu sehen.

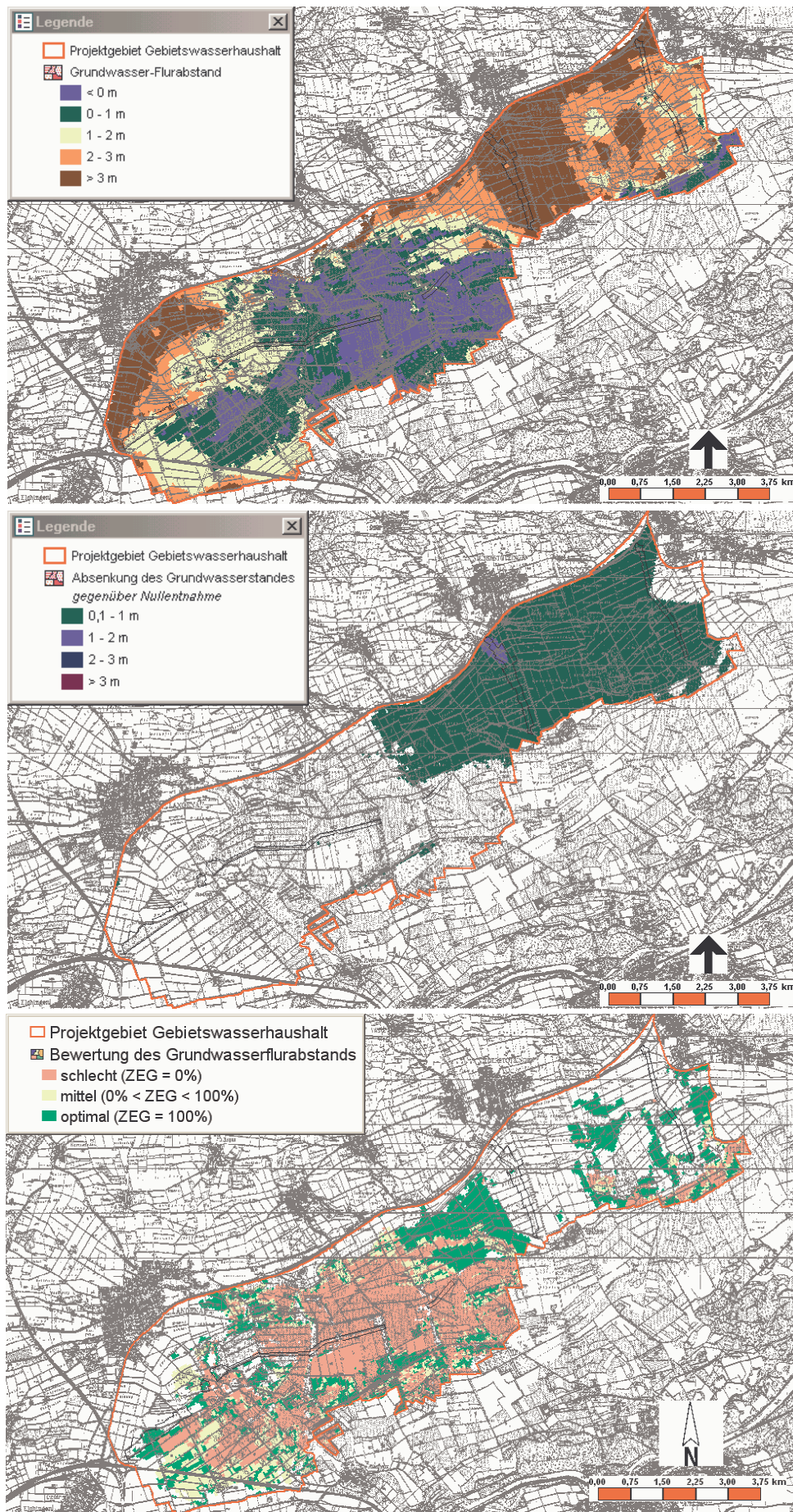


Abb. 15.1: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 126 l/s an der Fassung 1

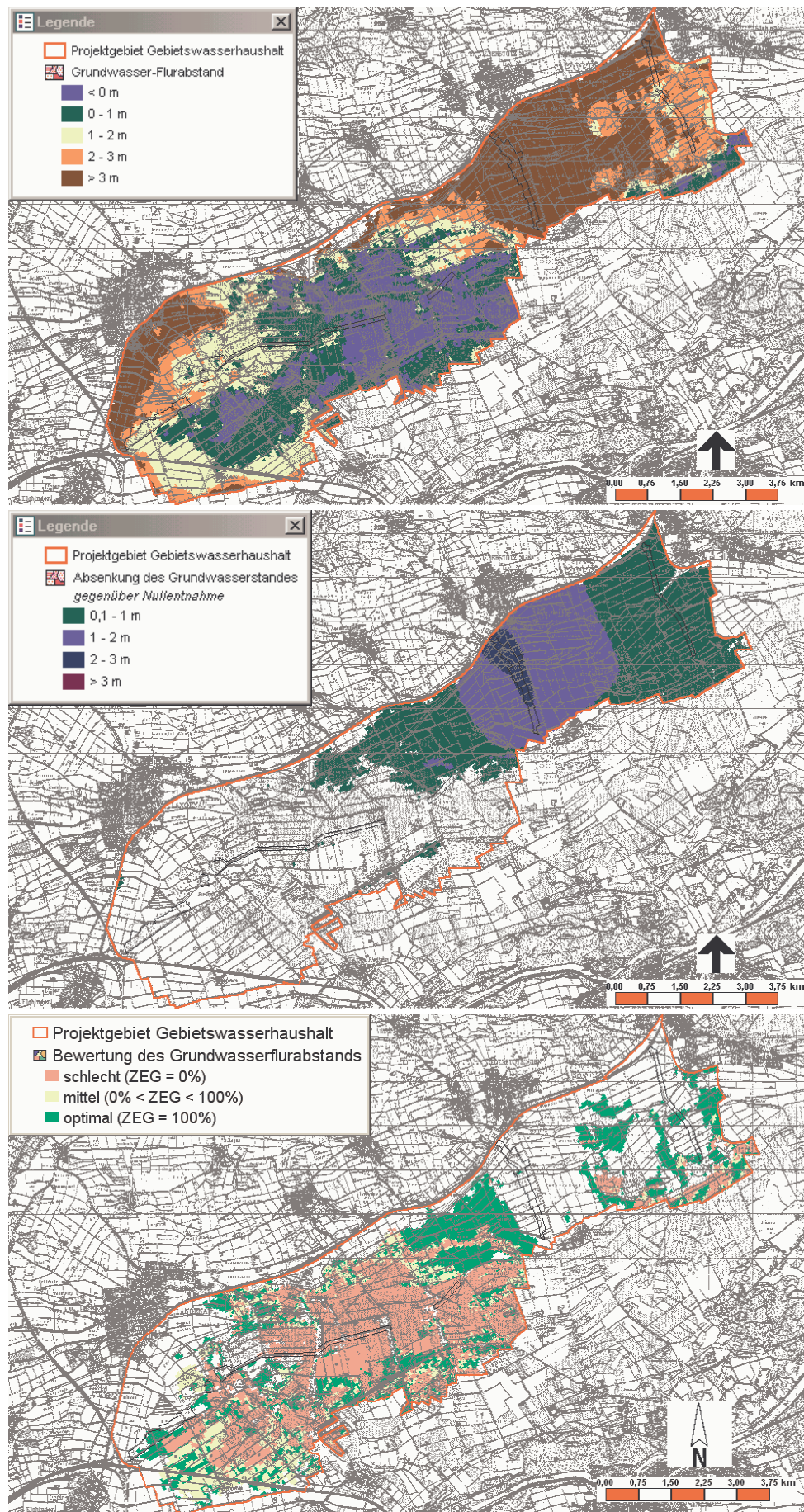


Abb. 15.2: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 251 l/s an der Fassung 1

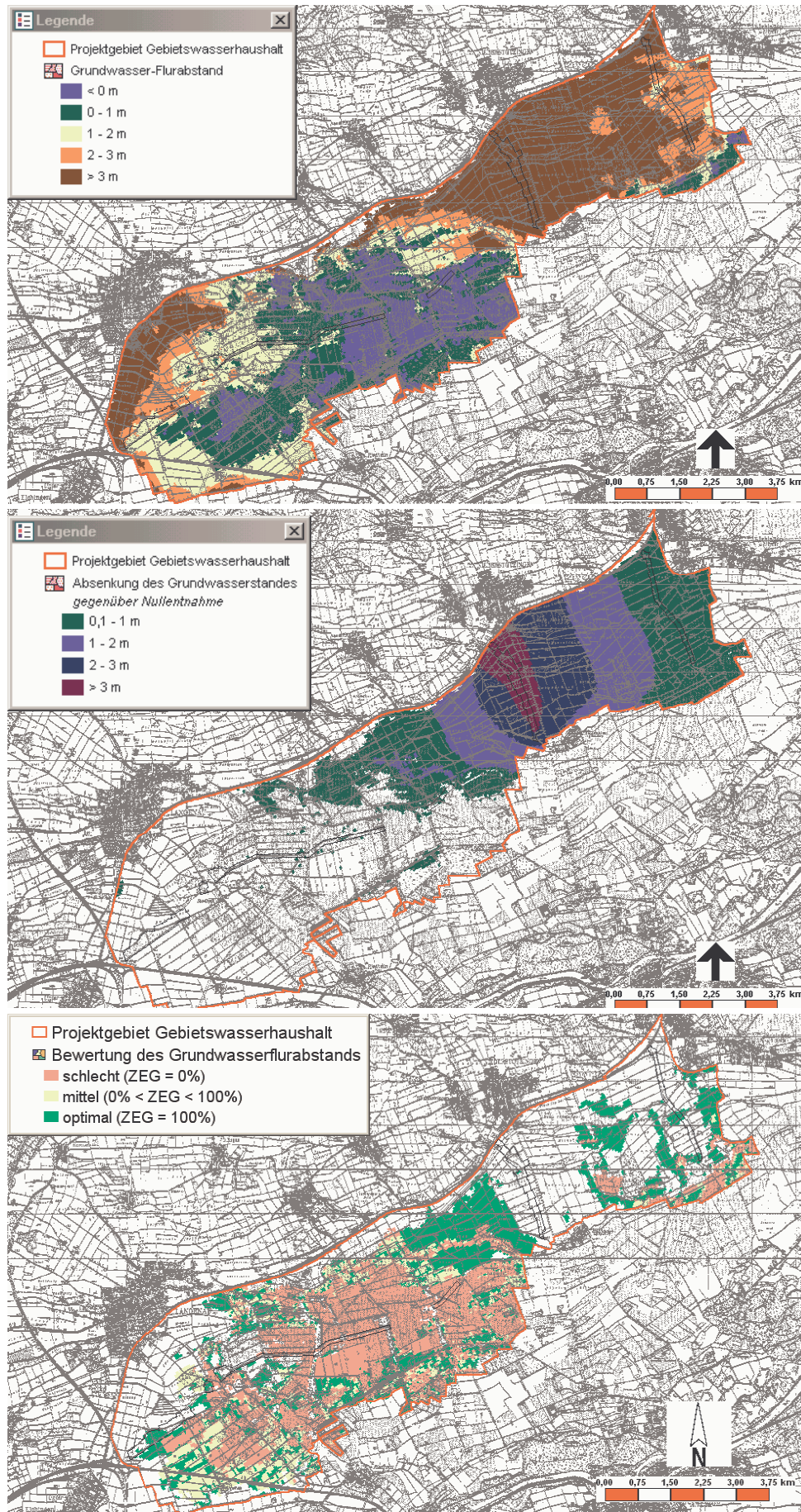


Abb. 15.3: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 377 l/s an der Fassung 1

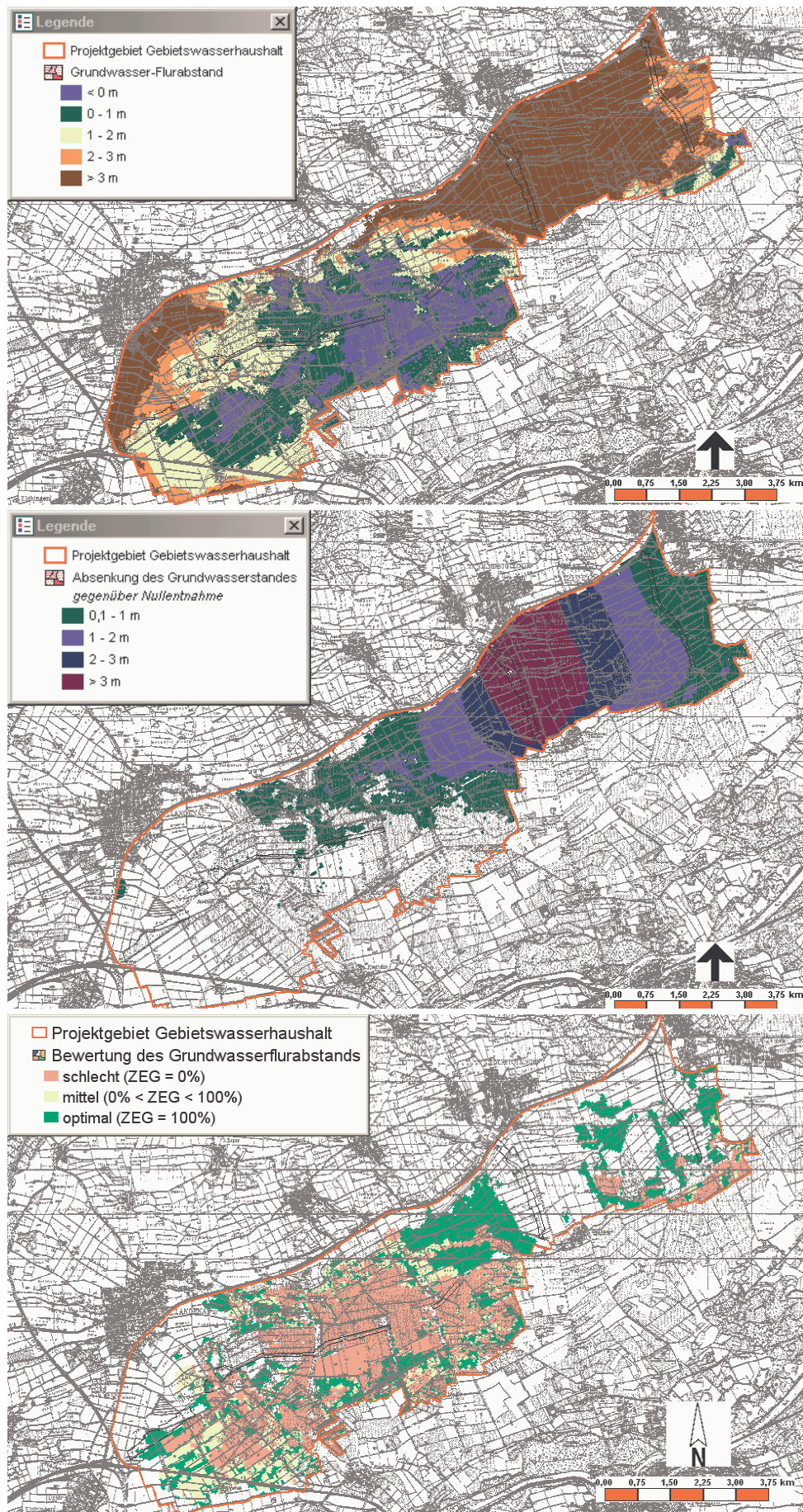


Abb. 15.4: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 496 l/s an der Fassung 1

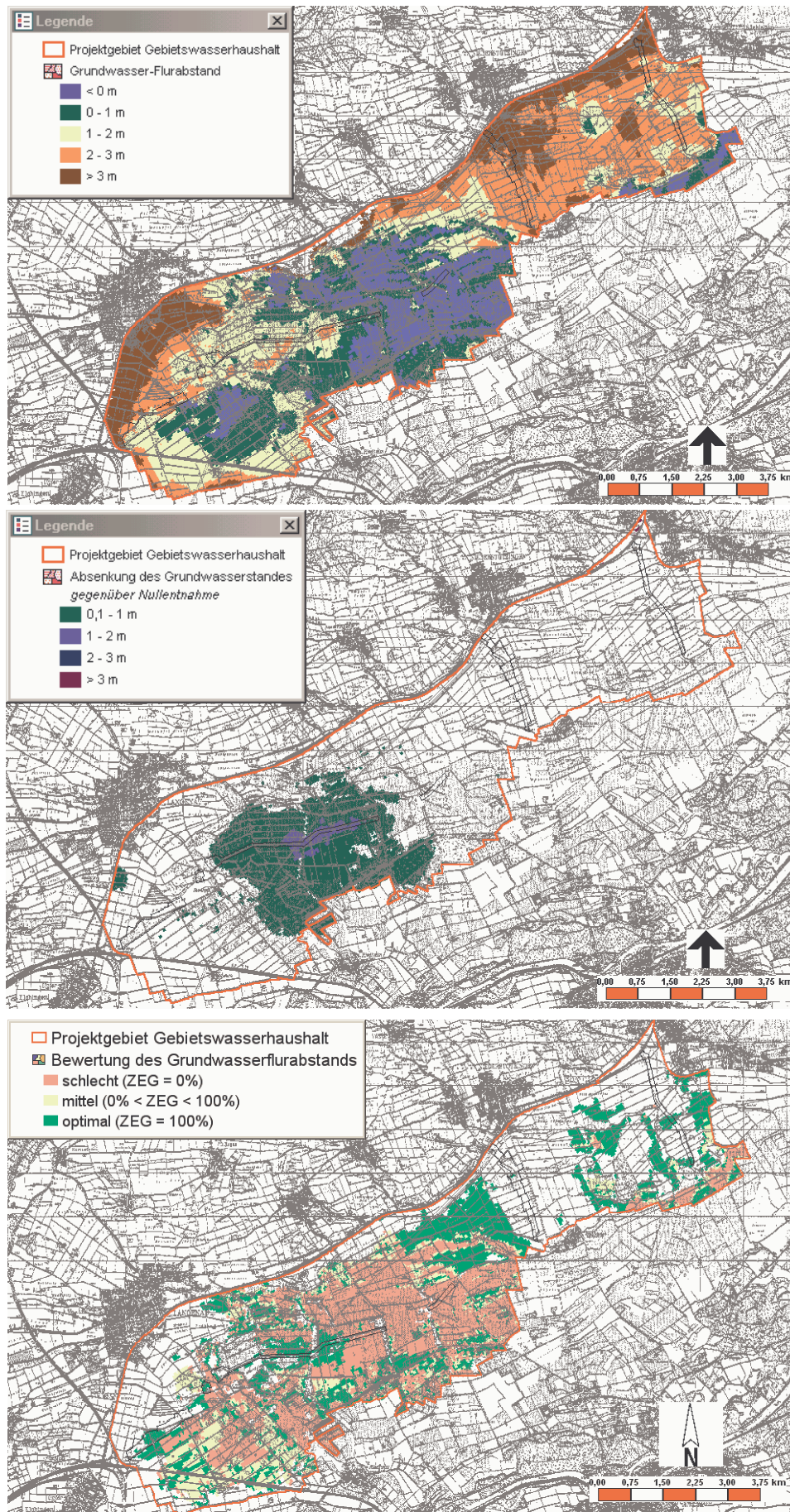


Abb. 15.5: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 172 l/s an der Fassung 2

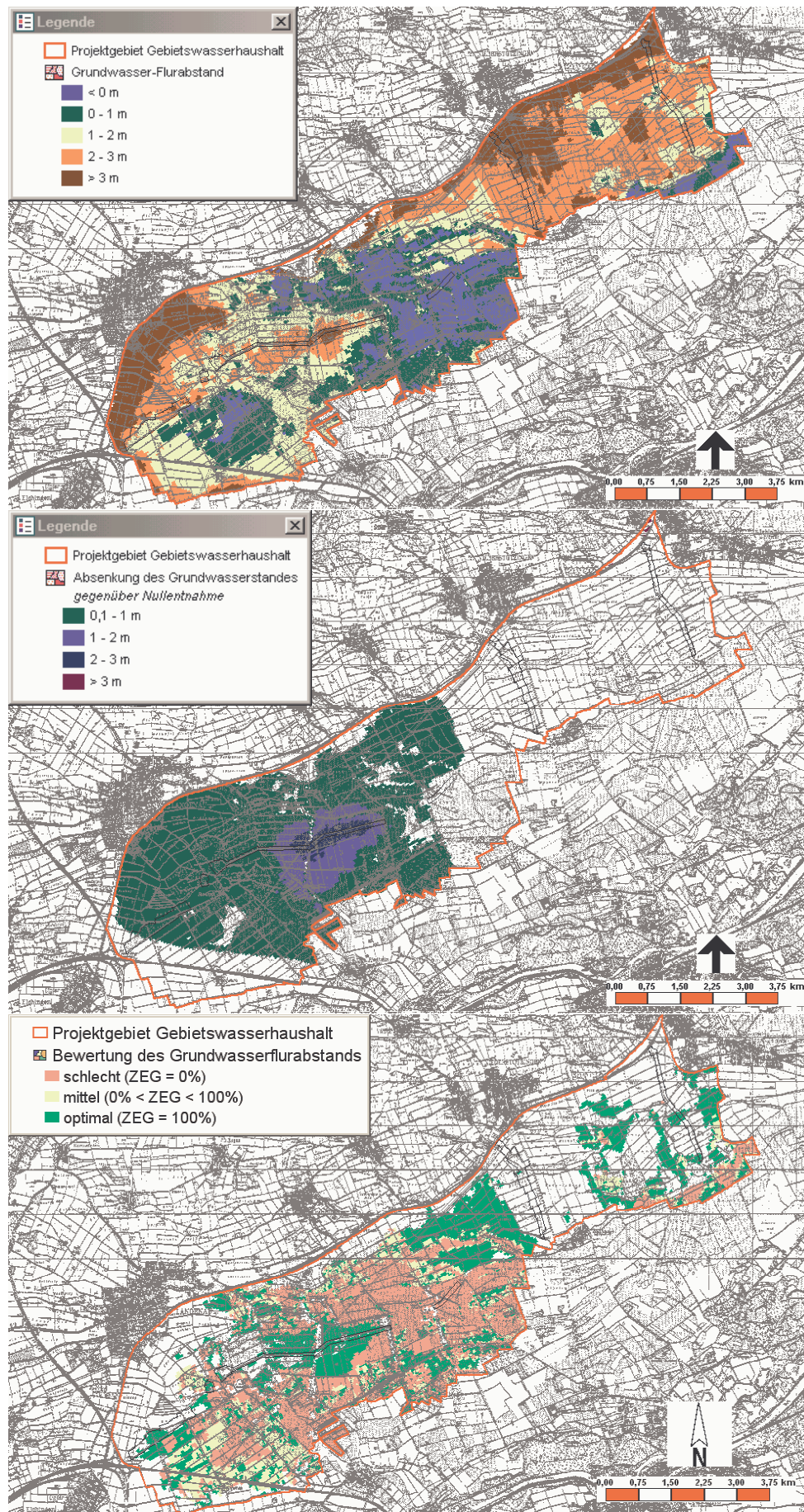


Abb. 15.6: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 344 l/s an der Fassung 2

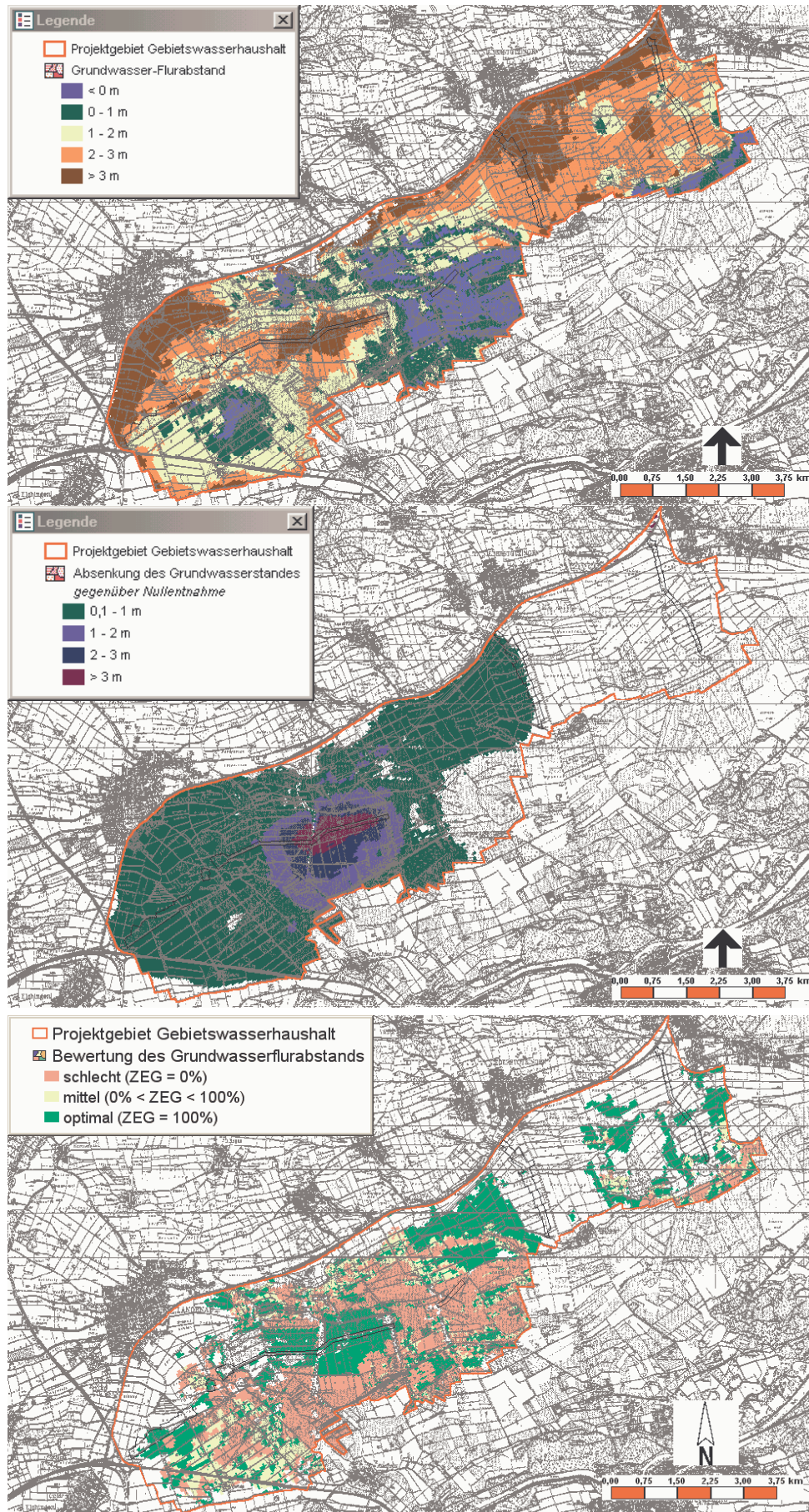


Abb. 15.7: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 516 l/s an der Fassung 2

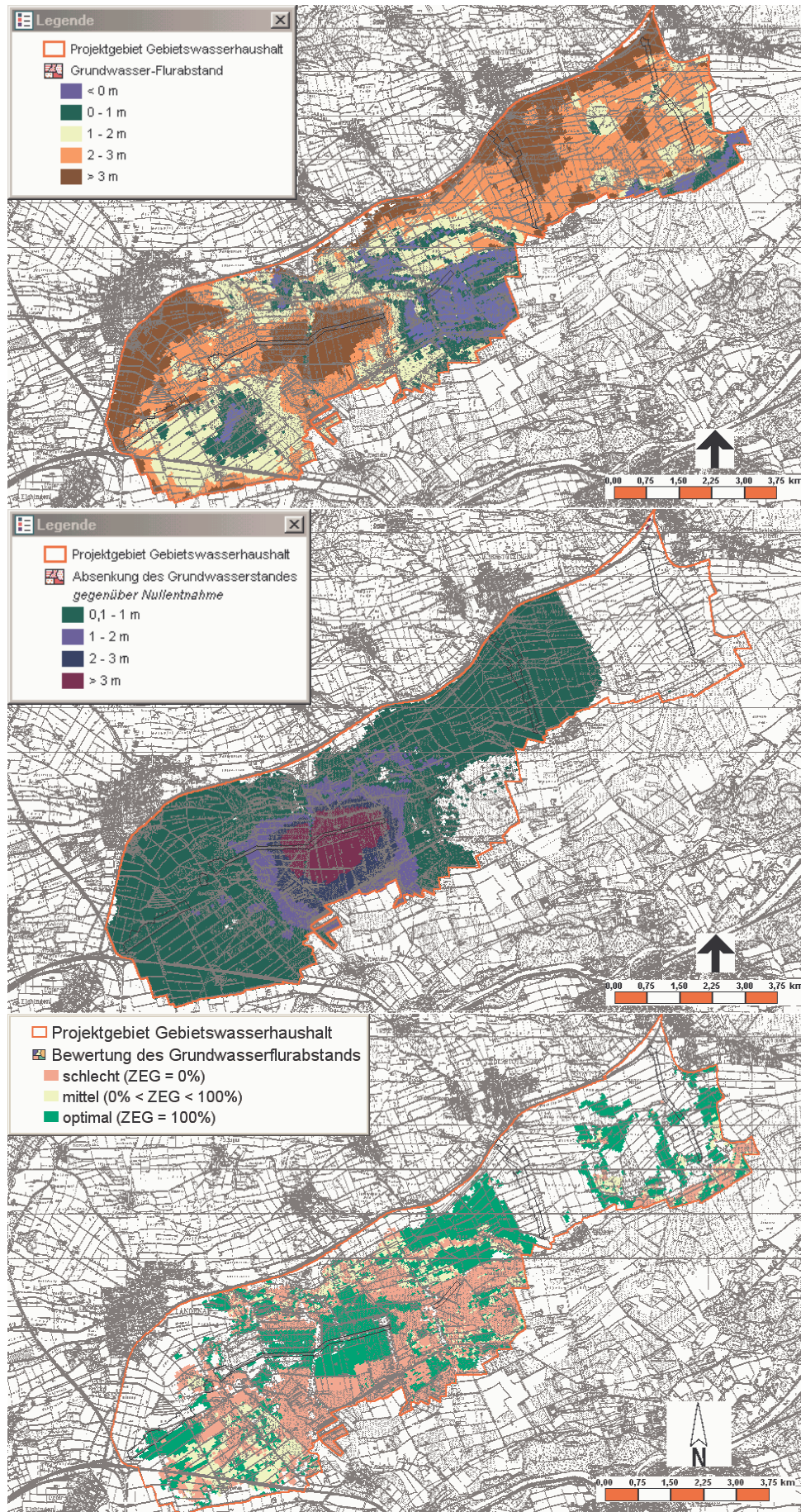


Abb. 15.8: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 703 l/s an der Fassung 2

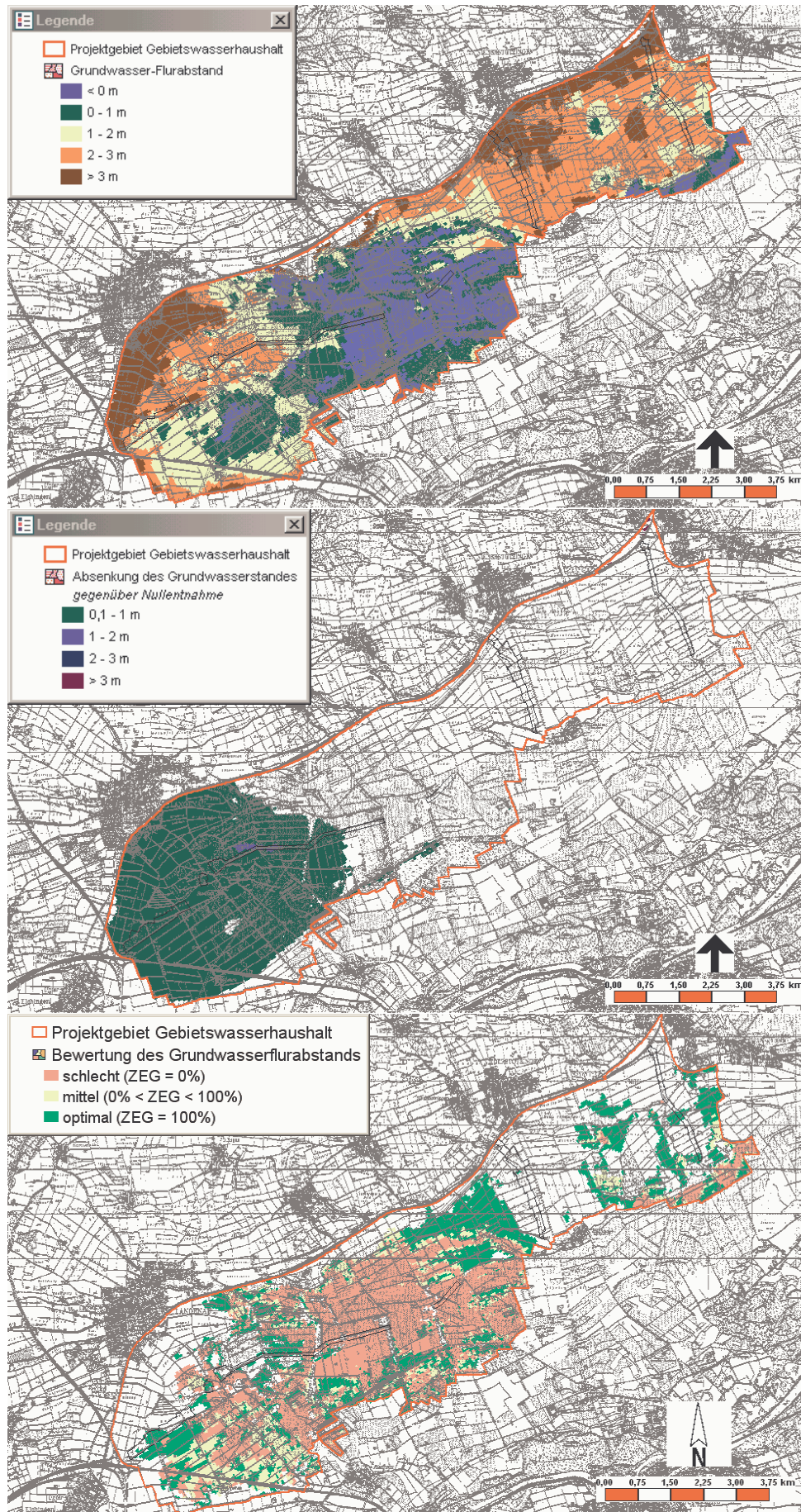


Abb. 15.9: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 147 l/s an der Fassung 3

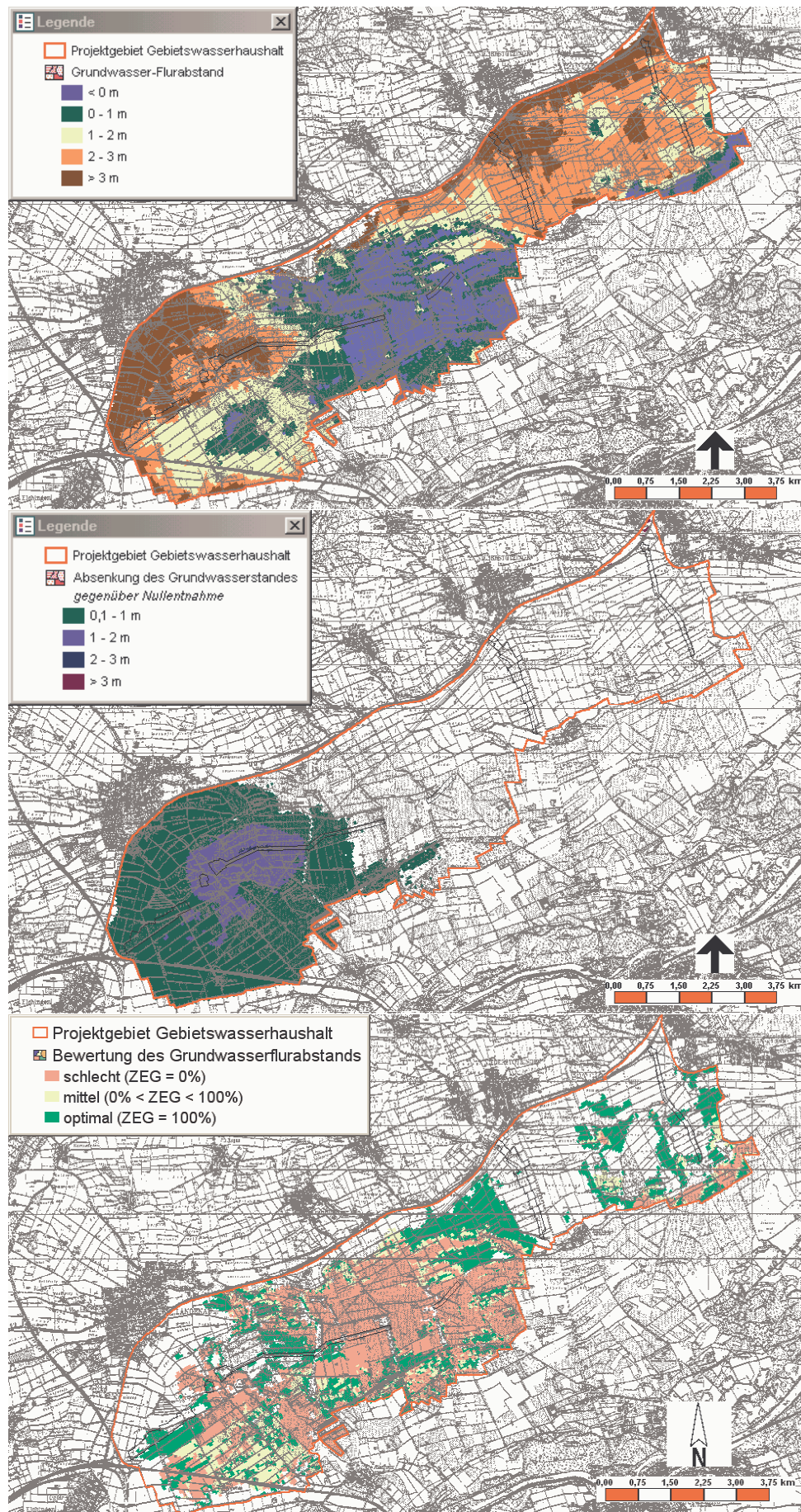


Abb. 15.10: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 293 l/s an der Fassung 3

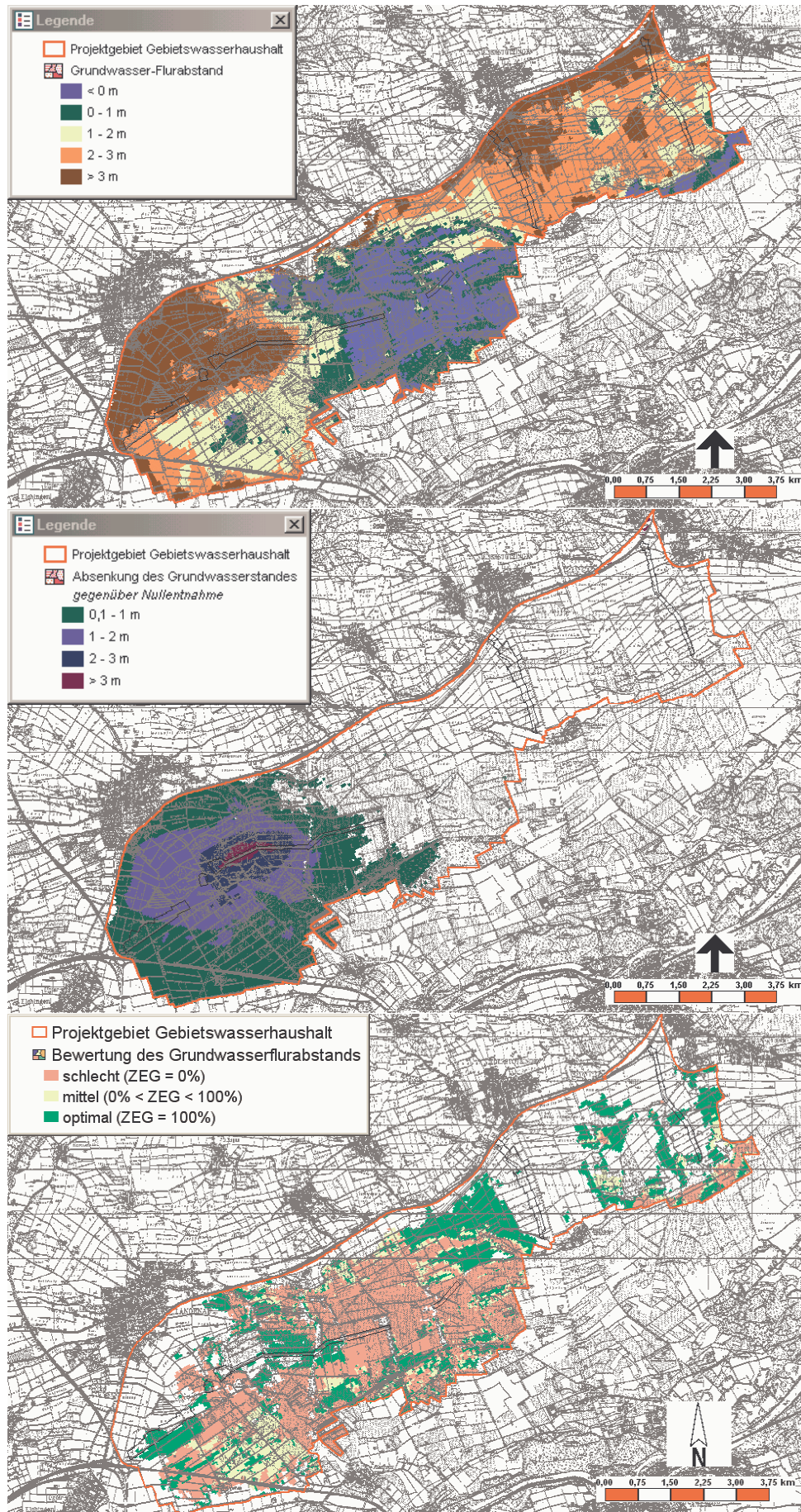


Abb. 15.11: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 440 l/s an der Fassung 3

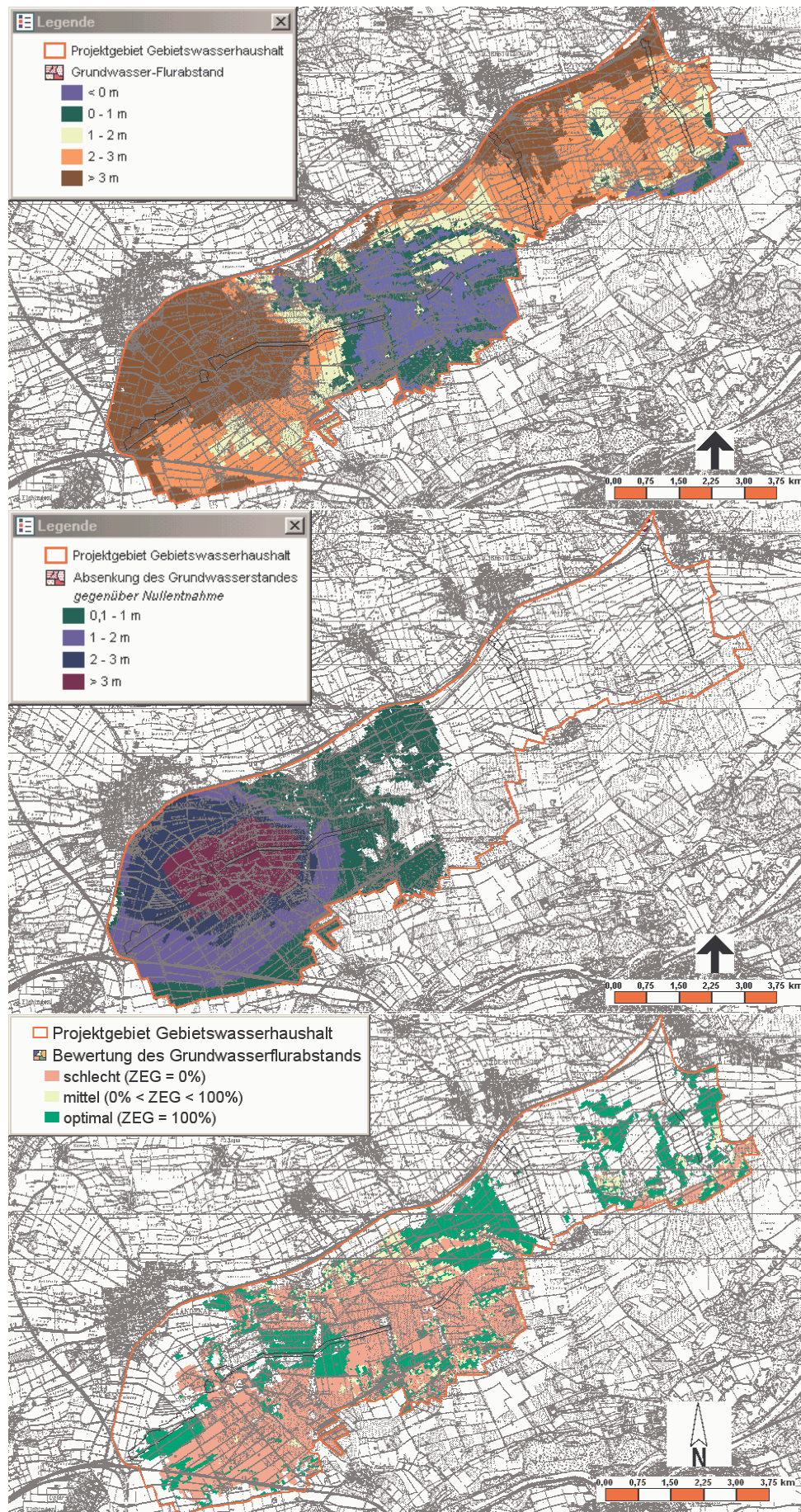


Abb. 15.12: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 590 l/s an der Fassung 3

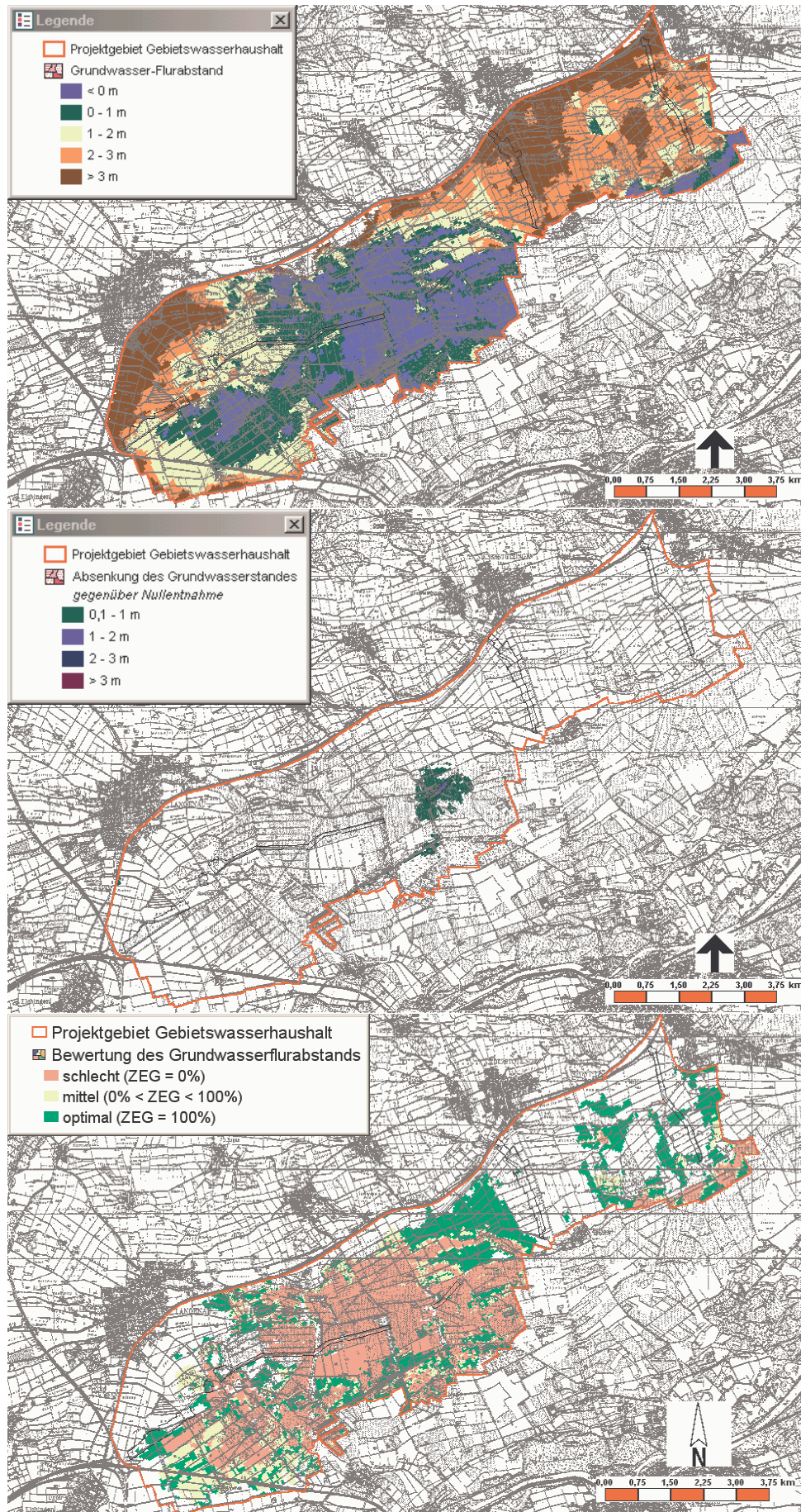


Abb. 15.13: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 37 l/s an der Fassung 4

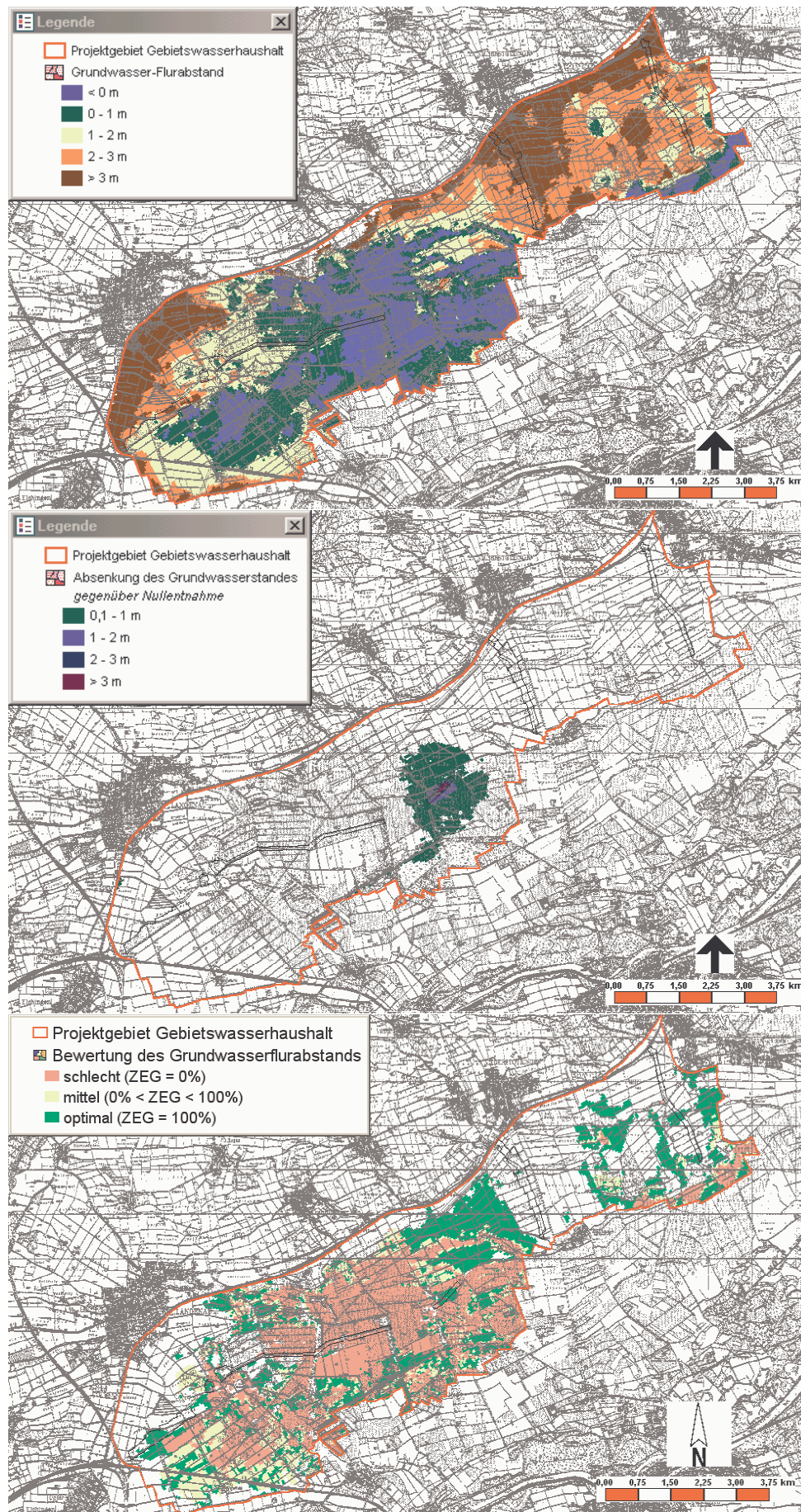


Abb. 15.14: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 75 l/s an der Fassung 4

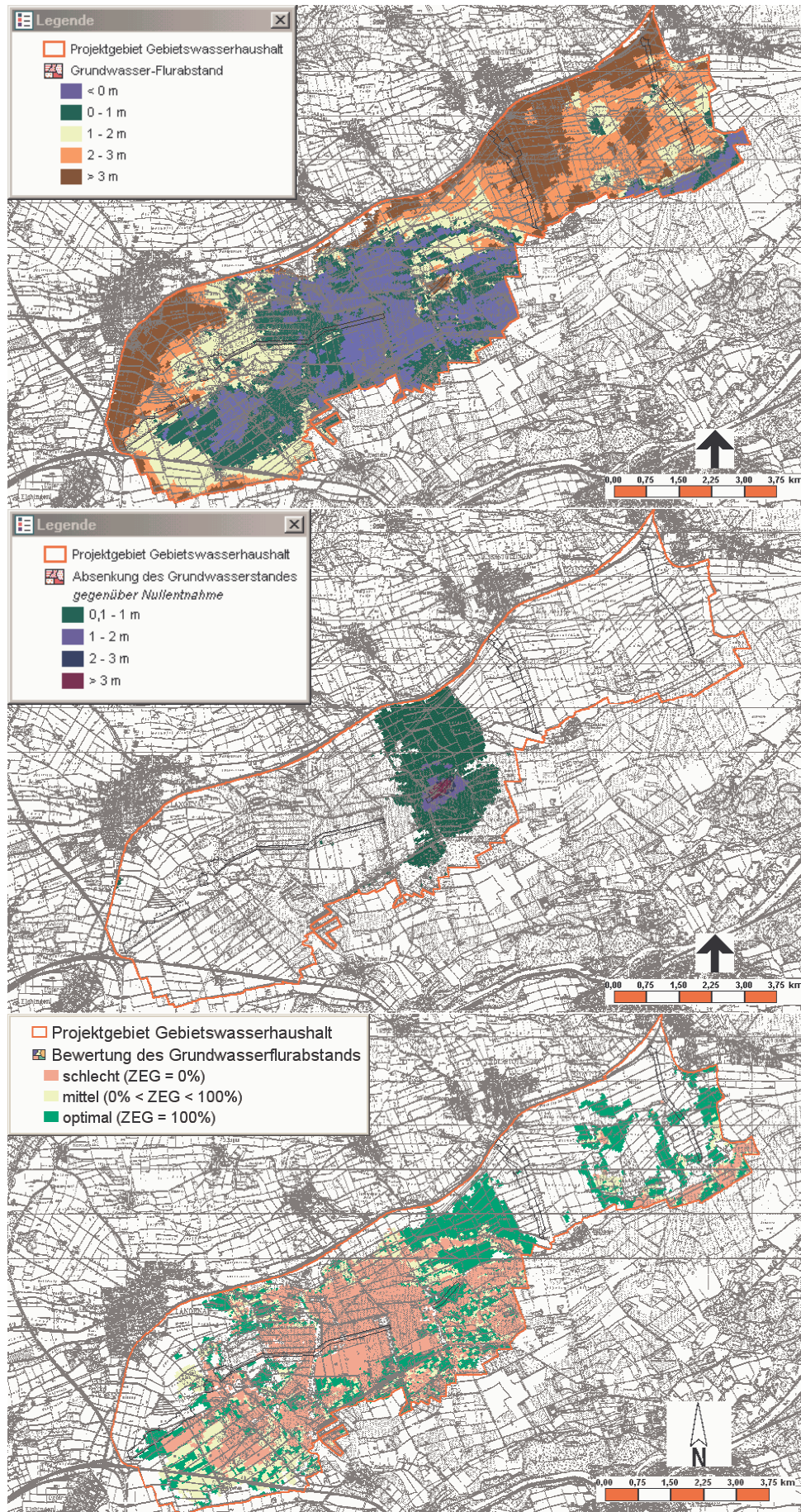


Abb. 15.15: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 112 l/s an der Fassung 4

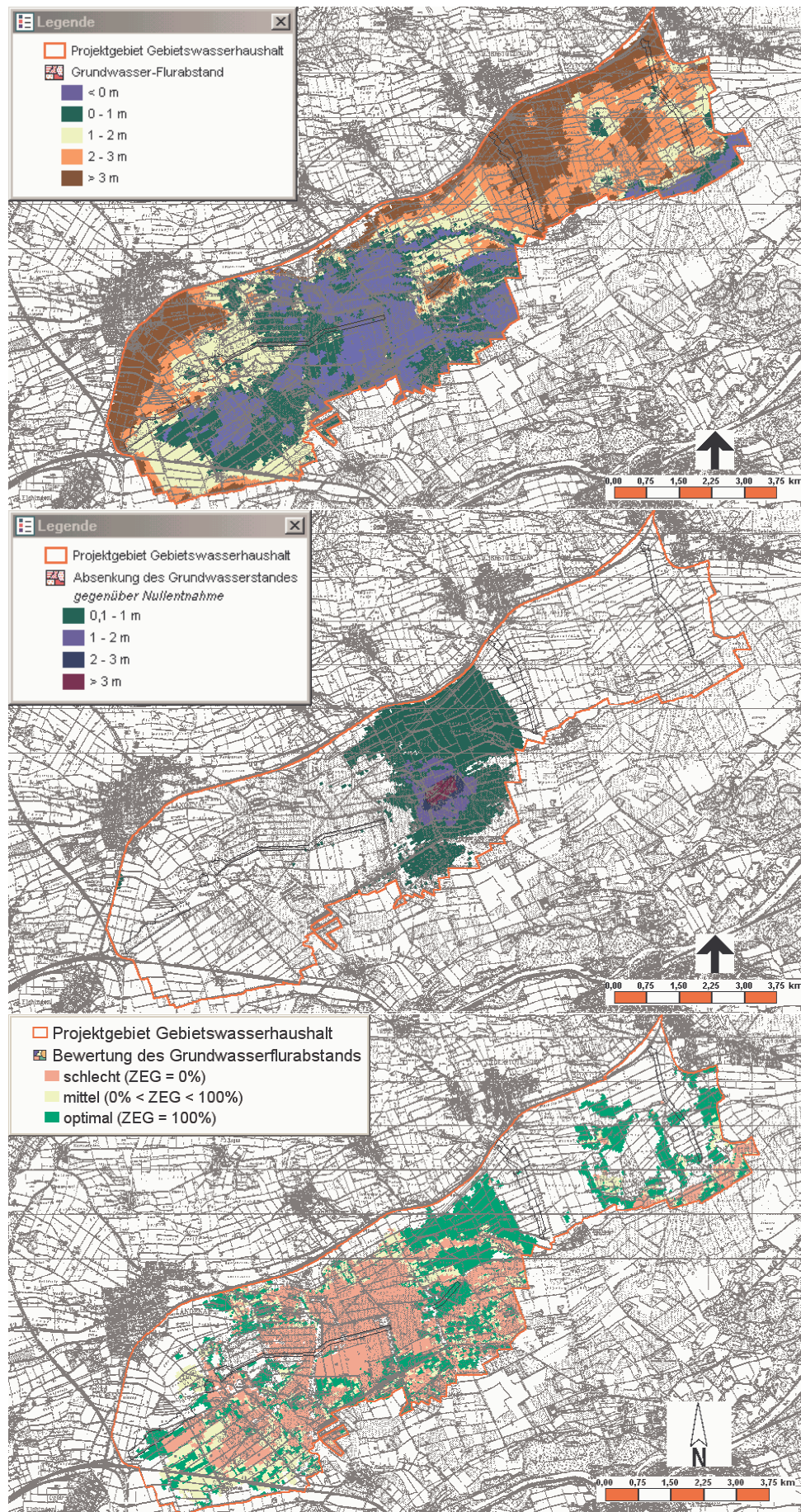


Abb. 15.16: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 149 l/s an der Fassung 4

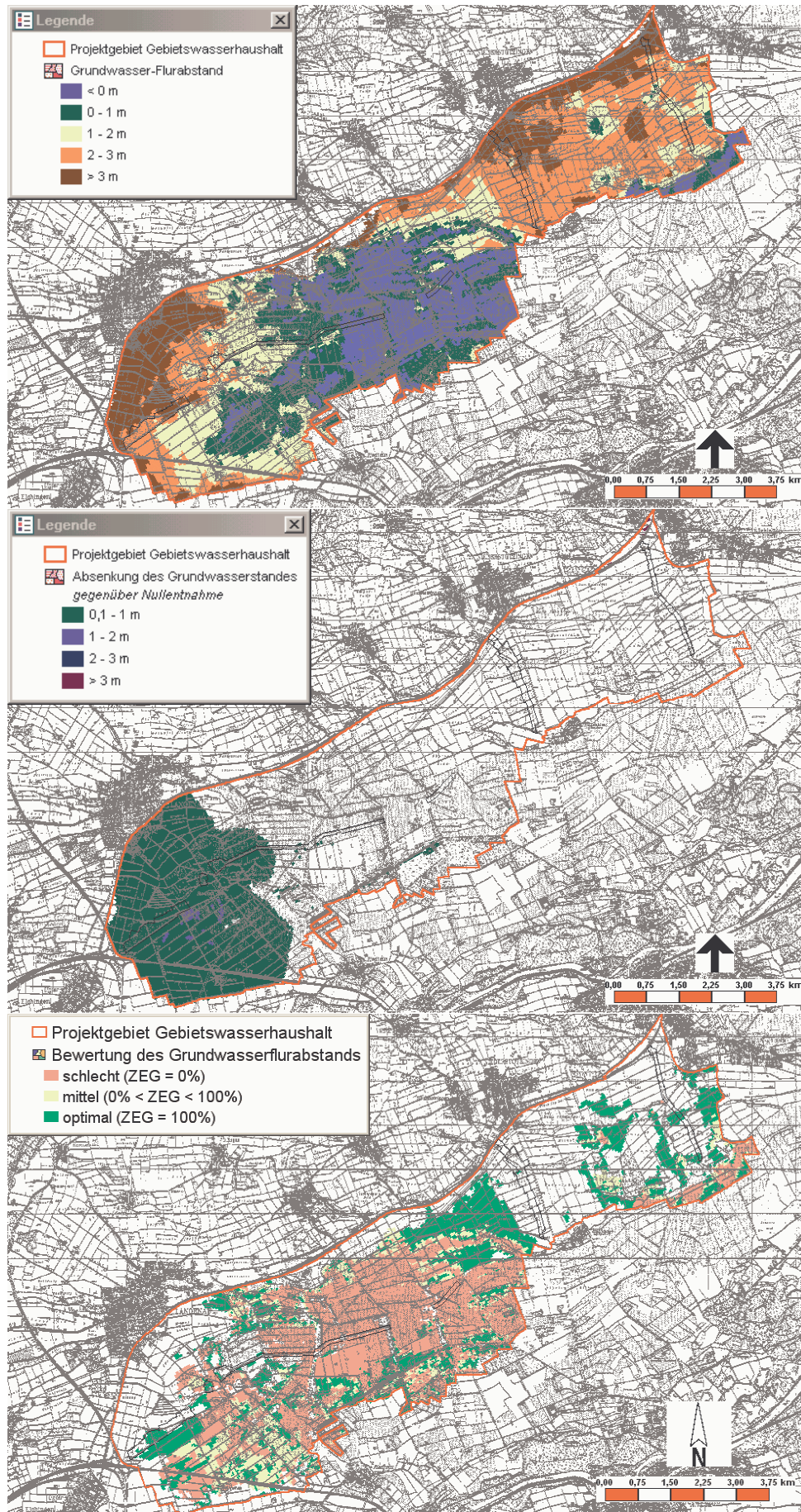


Abb. 15.17: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 74 l/s an der Fassung 5

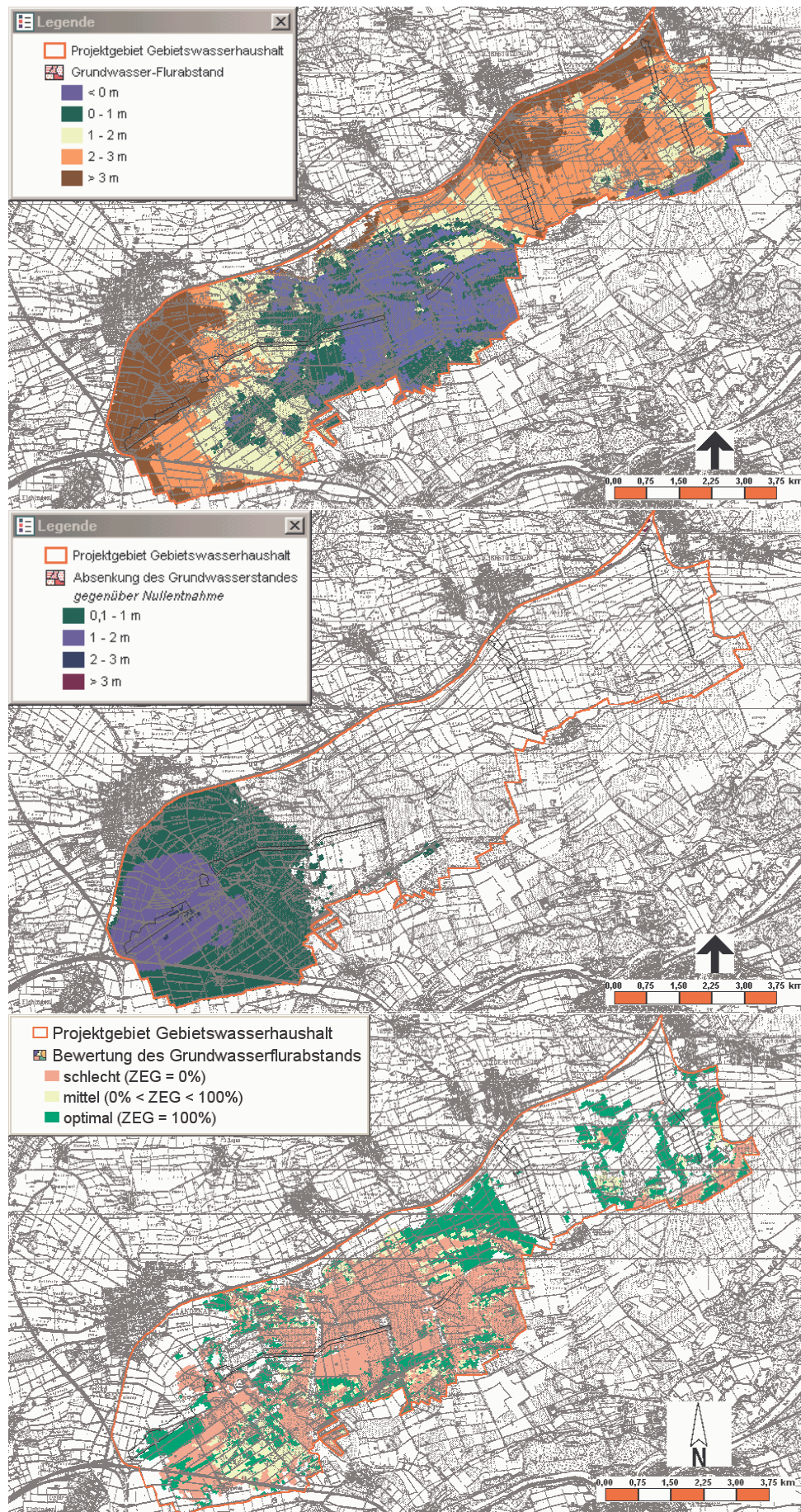


Abb. 15.18: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 148 l/s an der Fassung 5

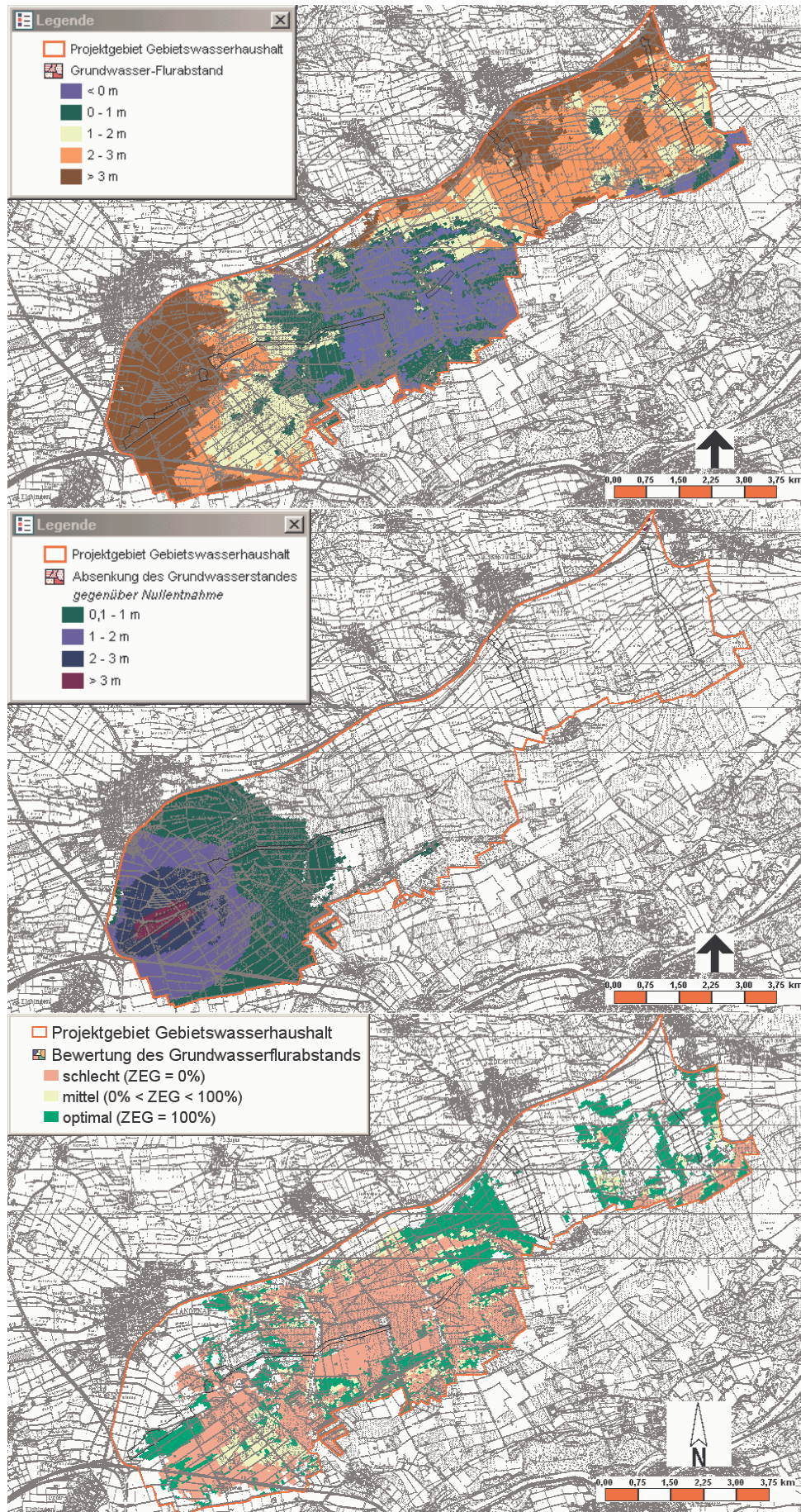


Abb. 15.19: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 223 l/s an der Fassung 5

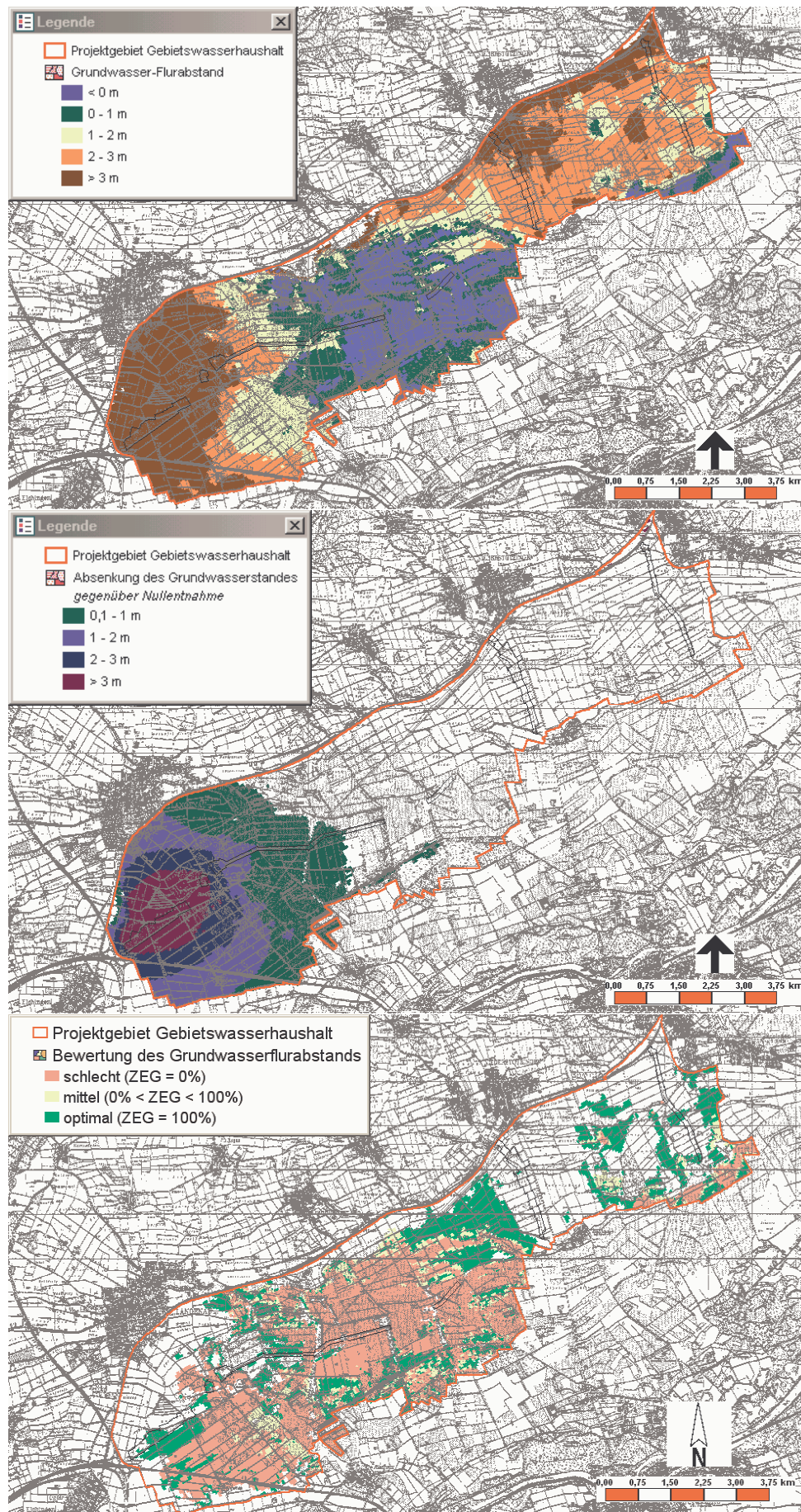


Abb. 15.20: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 297 l/s an der Fassung 5

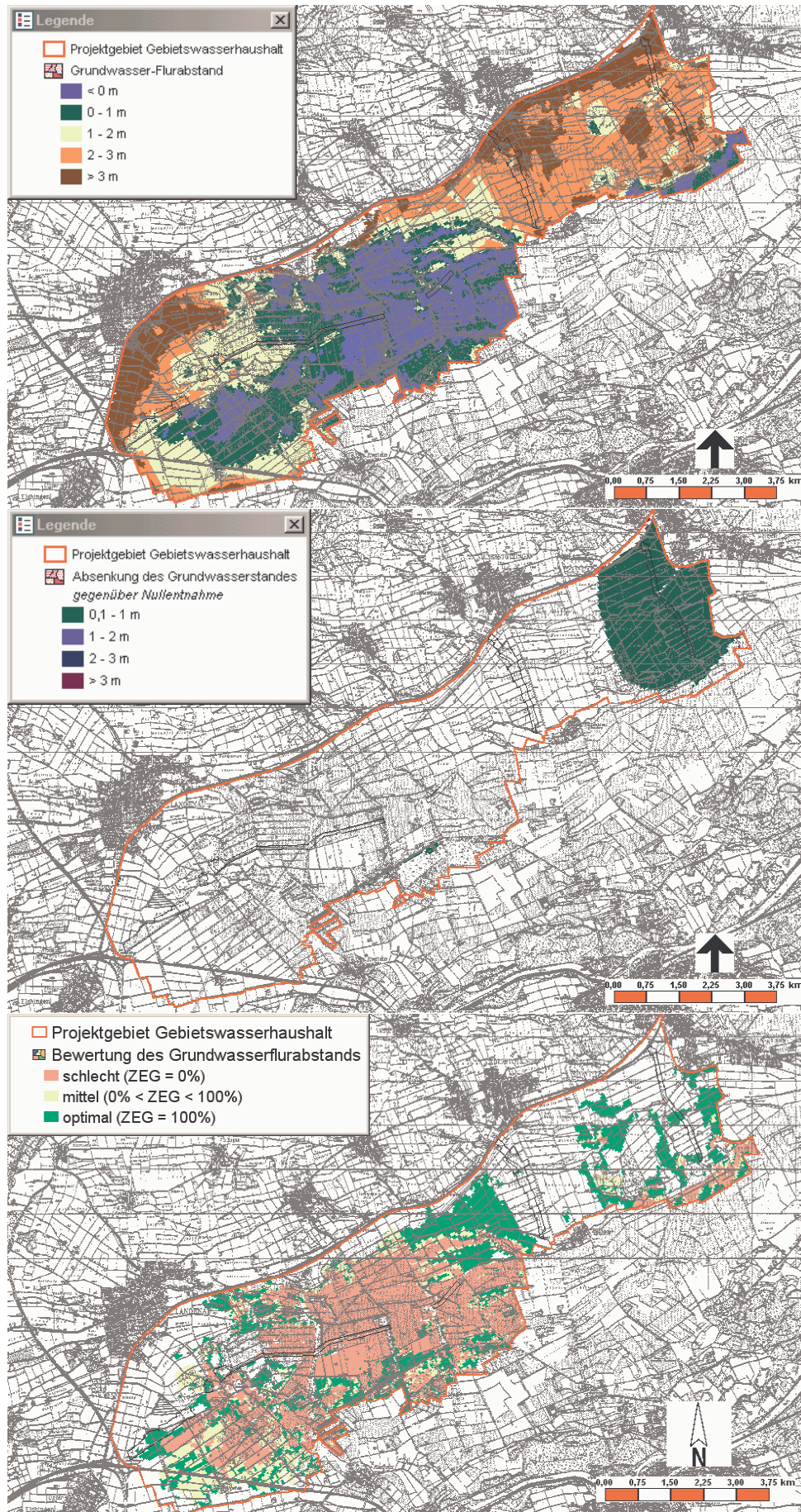


Abb. 15.21: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 57 l/s an der Fassung 6

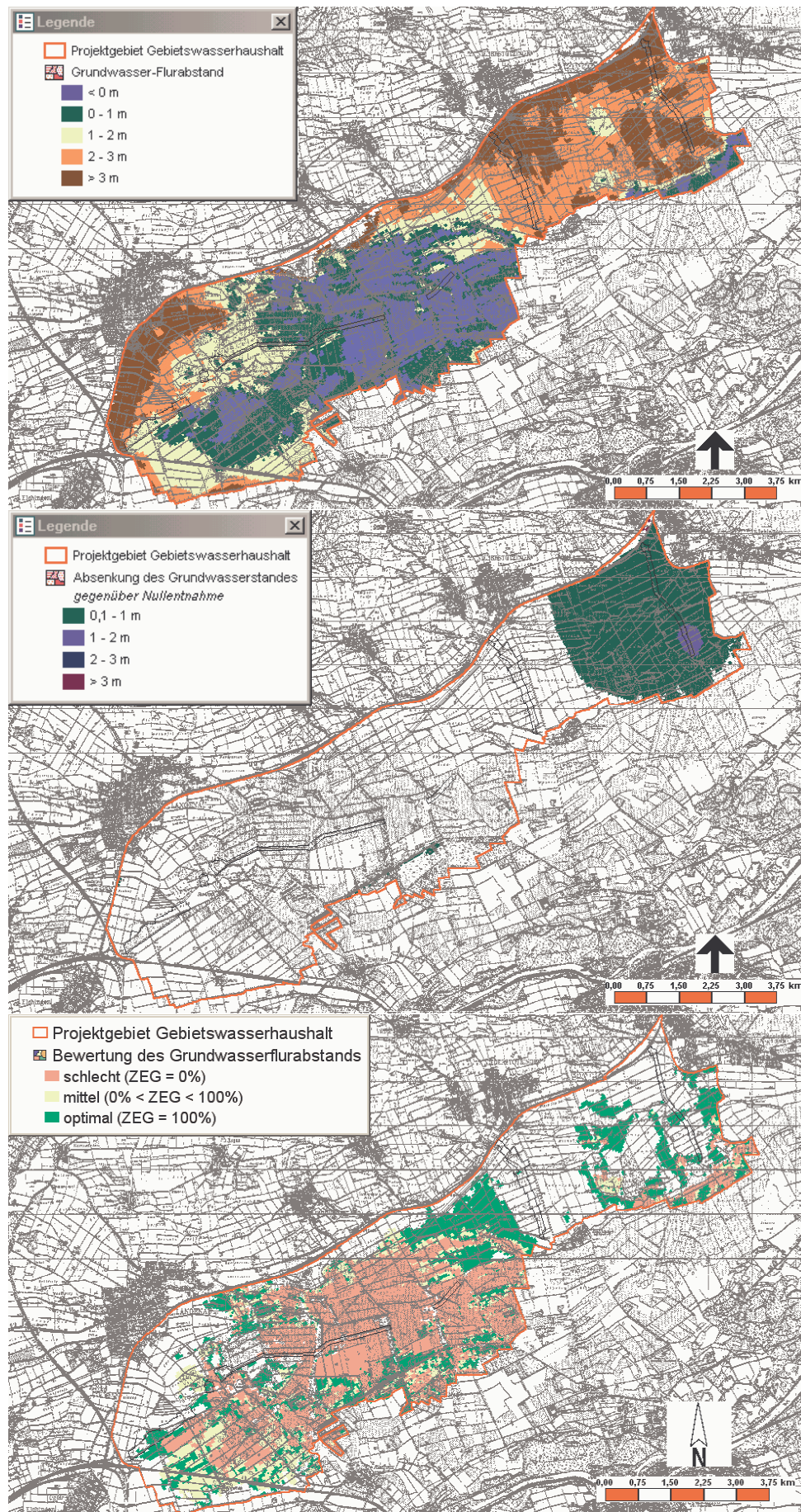


Abb. 15.22: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 114 l/s an der Fassung 6

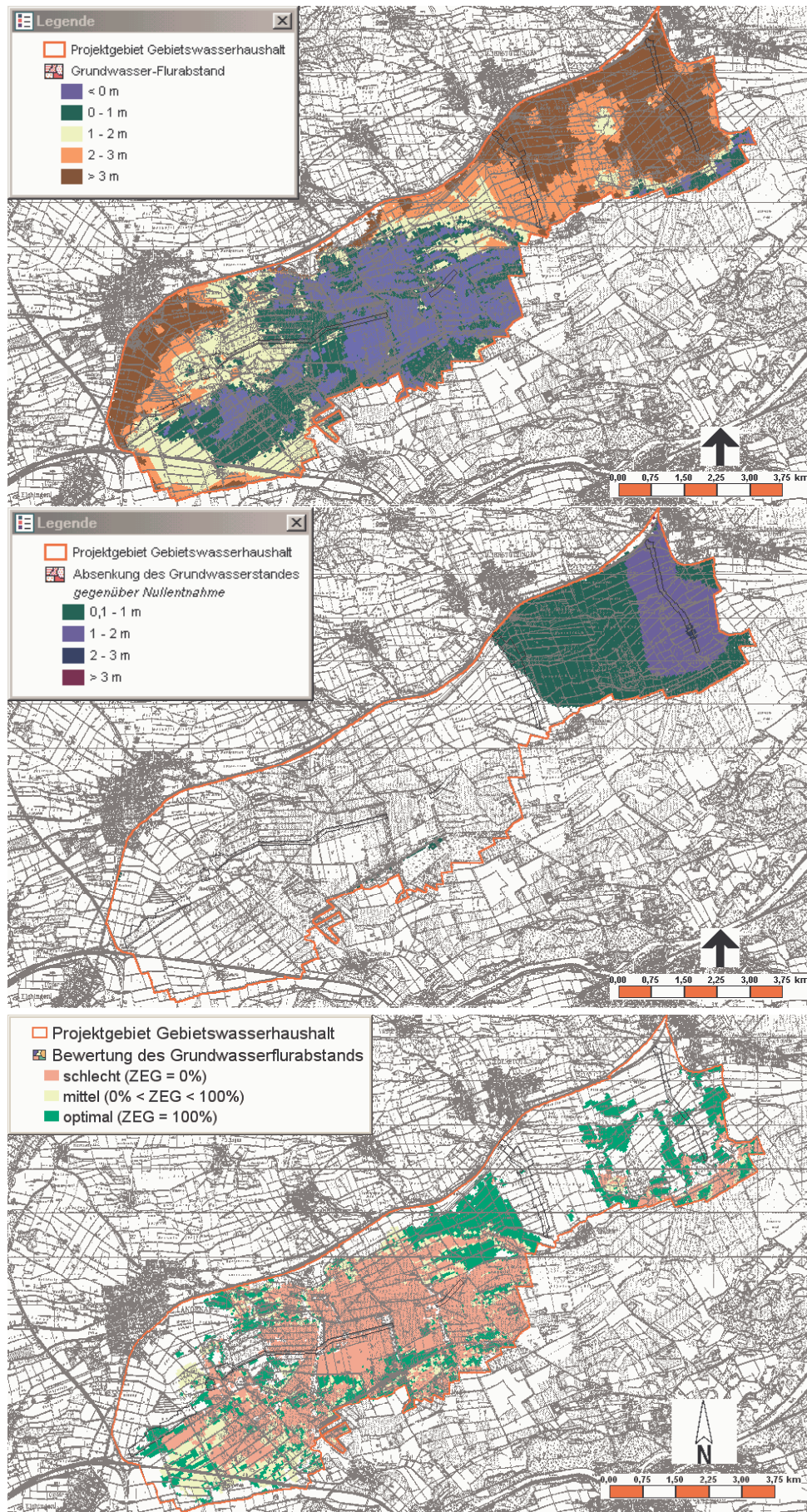


Abb. 15.23: Flurabstände, Absenkungen und Bewertung bei einer Entnahme von 172 l/s an der Fassung 6

15.3 GRM – Groundwater Resources Management

15.3.1 Übersicht

Die methodischen Entwicklungen aus dem Forschungsprojekt wurden in ein allgemein gültiges Programmsystem übertragen. Es wurde das System „**Groundwater Resources Management -GRM**“ erstellt. Es ermöglicht die Anwendung der aus dem Forschungsprojekt gewonnenen Erkenntnisse auf die Optimierung einer Grundwasserversorgung an beliebigen Standorten. In diesem Kapitel ist die Umsetzung der gewonnenen Erkenntnisse aus dem Forschungsprojekt dargelegt. Die nachfolgende Beschreibung ist kein Handbuch zur Bedienung von GRM, dazu sei auf die umfangreiche Hilfefunktion verwiesen, die in GRM implementiert ist und im Programm jederzeit aufgerufen werden kann. In dieser Hilfefunktion sind alle Dialoge und Menüs sowie die Vorgehensweise zum Aufbau eines Projekts bis zur Darstellung der Ergebnisse wiedergegeben. Die Hilfe ist, wie auch GRM selbst, in englischer Sprache. Hier werden die grundlegenden Ablaufschemata der Bewertung und der Optimierung wiedergegeben und so eine genaue Vorstellung von den Prozessen ermittelt, die zum Endergebnis in Form einer Bewirtschaftungsstrategie mit dem Vorschlag von genauen Förderraten für jeden Brunnen im Untersuchungsgebiet und der Angabe der Nutzwerte dieser Strategie führen. Die Theorie wird teilweise anhand von Beispielen veranschaulicht. Die Demoversion von GRM ist auf einer CD beigefügt oder kann über <http://www.groundwater-management.com> über das Internet herunter geladen werden.

15.3.2 Aufbau und Struktur

15.3.2.1 Eingesetzte Software

Die Software GRM wurde in der Programmiersprache „Fortran 95“ in Verbindung mit „Winteracter“, einem Werkzeug zur interaktiven Gestaltung von Bedienoberflächen, entwickelt. Die Sprache ist eine der höheren Programmiersprachen der dritten Generation und wurde aufgrund hervorragender Möglichkeiten zur Bearbeitung numerischer Datenverarbeitungsaufgaben in Verbindung mit einer guten Portabilität auf andere Betriebssystemplattformen ausgewählt. Die Software Winteracter ist eine Sammlung von Routinen und Funktionen, die aus dem Fortran Quellcode heraus aufgerufen werden. Sie bietet die Möglichkeit der Erstellung einer aus „Windows“ bekannten Bedienoberfläche und zudem eine umfangreiche Graphikbibliothek für technisch-wissenschaftliche Diagramme und Präsentationsgraphiken die für GRM unerlässlich sind. Hierzu wurden noch einige Programme zur Vervollständigung von GRM genutzt. Diese so genannten „free software“ Programme, d.h. ohne Restriktionen in Bezug auf die Benutzung und Weiterverbreitung, sind in der Hilfefunktion wiedergegeben.

15.3.2.2 Berechnungsnetz und Untersuchungsgebiet

Zuerst muss in GRM ein Netz festgelegt werden, das die Grundlage darstellt für die Berechnung der Piezometerhöhen mit dem Grundwassermodell, aber auch für die Bewertung dieser Höhen im Optimierungsprozess. Das Berechnungsnetz ist in GRM grundsätzlich in Zeilen und Spalten orientiert. Es können die Dimensionen jeder Spalte und Reihe frei ge-

wählt werden, damit ist eine lokale Verfeinerung an Bereichen mit gewünschter höherer Genauigkeit möglich. Größer werdende Zelldimensionen führen zu einer zunehmenden Mittelung der Piezometerhöhen. Da aber eine örtlich hoch aufgelöste Information der Höhen eine detailliertere Bewertung bedeutet, muss hier abgewogen werden zwischen hoher Auflösung und kurzer Berechnungszeit. Die beste Wahl ist hierbei, die Verfeinerung des Netzes an Bereichen mit hohen Piezometerhöhengradienten. Bei der Bewertung werden zuerst die Flurabstände aller Zellen berechnet. Dann erfolgt die Zuweisung der Flurabstände zu den Bewertungspunkten und -flächen. Ein Punkt wird direkt einer Zelle zugewiesen. Eine Fläche erhält als Flurabstand den arithmetischen Mittelwert aller Zellen die von der Fläche berührt werden.

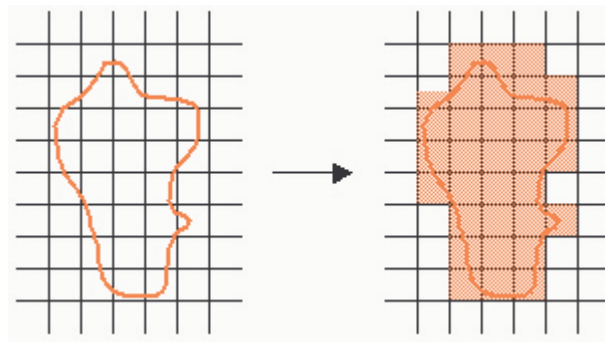


Abb. 15.1: Zellen, die zur Berechnung der Piezometerhöhe einer Fläche ausgewertet werden

Das Untersuchungsgebiet muss innerhalb des Berechnungsgitters liegen. Alle Komponenten wie Bewertungspunkte und -flächen, Brunnen, Randbedingungen usw., müssen dann innerhalb des Untersuchungsgebiets liegen, da nur dort die Berechnung der Piezometerhöhen erfolgt.

15.3.3 Grundwassermodell

15.3.3.1 Übersicht

Grundsätzlich dient das Grundwassermodell dazu, die Piezometerhöhen und eventuell auch Konzentrationen im Untersuchungsgebiet zu berechnen. In GRM gibt es nun zwei Möglichkeiten diese Berechnung durchzuführen. Es kann entweder ein Grundwassermodell in GRM erstellt oder ein bereits existierendes Modell genutzt werden. In diesem Anhang sollen die Möglichkeiten, die sich in GRM mit Erstellung eines internen Modells bieten, sowie die Voraussetzungen zur Nutzung eines externen Modells, gezeigt werden. Es wird darauf hingewiesen, dass bei Existenz eines komplexen, geeichten und verifizierten Modells, dieses auch genutzt werden sollte, da die Möglichkeiten des internen Modells begrenzt sind. Ein internes Modell kann aber mit GRM schnell und komfortabel in einer Windows-Oberfläche erzeugt werden, ohne etwaige Zusatzprogramme.

15.3.3.2 Intern

In GRM wird das von USGS bereitgestellte Programmsystem Modflow2000 (MCDONALD & HARBAUGH, 1984), bzw. für die Transportmodellierung MT3DMS (ZHENG, 1999) genutzt. Beides sind sehr mächtige Software-Pakete, von denen GRM nicht alle Möglichkeiten voll

ausnutzen kann (bei internen Modus), Die zur Verfügung stehenden Möglichkeiten sind nachfolgend erklärt.

Grundsätzlich sollte man zuerst auswählen zwischen einer stationären oder instationären Strömungsbetrachtung. Bei instationären Strömungsbetrachtungen ist allerdings nur ein Zeitschritt mit geänderten Randbedingungen definierbar. Diese Auswahl ist notwendig, da GRM je nach Wahl die notwendigen Menüs und Dialoge aktiviert, bzw. die unnötigen deaktiviert. Wählt man eine stationäre Berechnung bietet sich zusätzlich die Möglichkeit der Transportmodellierung. Bei allen drei Optionen müssen zunächst die gleichen Grundinformationen festgelegt werden.

Die Festlegung der Aquiferparameter erfolgt natürlich auch auf Basis des Berechnungsnetzes. Es muss die Aquiferoberkante und –unterkante festgelegt werden, sowie die Durchlässigkeiten, die Grundwasseranreicherung und die Anfangspiezometerhöhen. Diese Parameter können jeweils auf folgenden Arten festgelegt werden:

- Konstant
- Werte für jede Berechnungszelle
- Punktwerte an Koordinatenpunkten die auf die Berechnungszellen interpoliert werden.

Beim dritten Punkt kann als Interpolationsmethode ausgewählt werden zwischen

- der Gauss/Cholesky-Interpolation,
- der Nearest Neighbour Methode, d.h. Übernahme des Wertes des nächsten Nachbarpunktes und
- der Inverse Distance Methode, entweder mit der Angabe eines Radius‘ innerhalb dessen Punkte berücksichtigt werden oder unter Einbeziehung aller Punkte.

Weitere Interpolationsmethoden wie z.B. Kriging lassen sich nur unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems verwenden, in dem die Ergebnisse des GIS in GRM importiert werden. Nach der Inverse Distance Methode erhält jeder Punkt eine Gewichtung, die den Einfluss des Punktes auf die Berechnung des zu interpolierenden Punktes wiedergibt. Diese Gewichtung ist, für einen Exponenten gleich eins, reziprok proportional zur Entfernung des Punktes, wie aus folgender Gleichung ersichtlich ist:

$$y = \frac{\sum_i \left(\frac{1}{d_i} \right)^P \cdot y_i}{\sum_i \left(\frac{1}{d_i} \right)^P} \quad \text{Gl. 15.1}$$

y	[-]	=Wert der zu interpolierenden Zelle
y _i	[-]	=Wert der aktuell betrachteten Zelle
d _i	[m]	=Distanz zwischen den beiden Zellen
P	[-]	=Exponent

Der Exponent ist auf 2,0 voreingestellt. Mit steigendem Exponenten nimmt die Gewichtung weiter entfernter Punkte exponentiell ab.

Zur Komplettierung eines Modells fehlen noch die Randbedingungen. Es gibt fünf Typen zur Auswahl, diese sind Dirichlet, Neumann und Cauchy Randbedingungen, sowie Gradienten-

typ-Randbedingungen zur Beschreibung von Drainagen und sog. „General Head Boundaries“. Für jede dieser Typen gibt es in Modflow2000 ein extra „Packet“ welches genutzt wird. Zur Einstellung der Lösungsfunktion in MODFLOW 2000 kann das sog. „SIP-Pakage“ mit fünf Variablen modifiziert werden. Man kann die Zahl der maximalen Iterationsschritte wählen, sowie die Zahl der Iterationsvariablen, das Konvergenzkriterium, den Dämpfungsfaktor und das „Seed“, zur Berechnung der Iterationsvariablen.

Wird zu Beginn eine instationäre Berechnung gewählt, müssen des weiteren die Speicherkoeffizienten, sowie die spezifischen Speicherkoeffizienten des Aquifers festgelegt werden. Diese können auch als konstant angenommen, importiert oder interpoliert werden. Es kann dann noch die Länge des Zeitschritts und die Anzahl der Berechnungsschritte innerhalb des Zeitschritts gewählt werden.

Bei der stationären Option mit Transportmodellierung, müssen ebenfalls noch weitere Angaben zum Aquifer gemacht werden, die zusätzlichen Angaben bei instationärer Lösung entfallen. Die Aquiferporosität und die Anfangskonzentrationen sind zusätzlich nötige Eingangsdaten. Die longitudinale Dispersivität wird bei der Transportmodellierung für jede Zelle angegeben, zusätzlich jeweils ein Verhältniswert für die anderen beiden Raumrichtungen. Als Stoffquellen können beliebig viele Flächen mit konstanter Konzentration definiert werden. Will man chemische Reaktionen und Adsorption modellieren, müssen die nötigen Angaben (wie z.B. Dichte des Bodenmaterials, Sorptionskonstanten, Reaktionsraten usw.) im entsprechenden „Chemical Reaction“ Dialog gemacht werden (siehe Abb. 15.1). Angaben zur Lösungsmethode der Transportgleichung erfolgen im „Transport Settings“ Dialog.

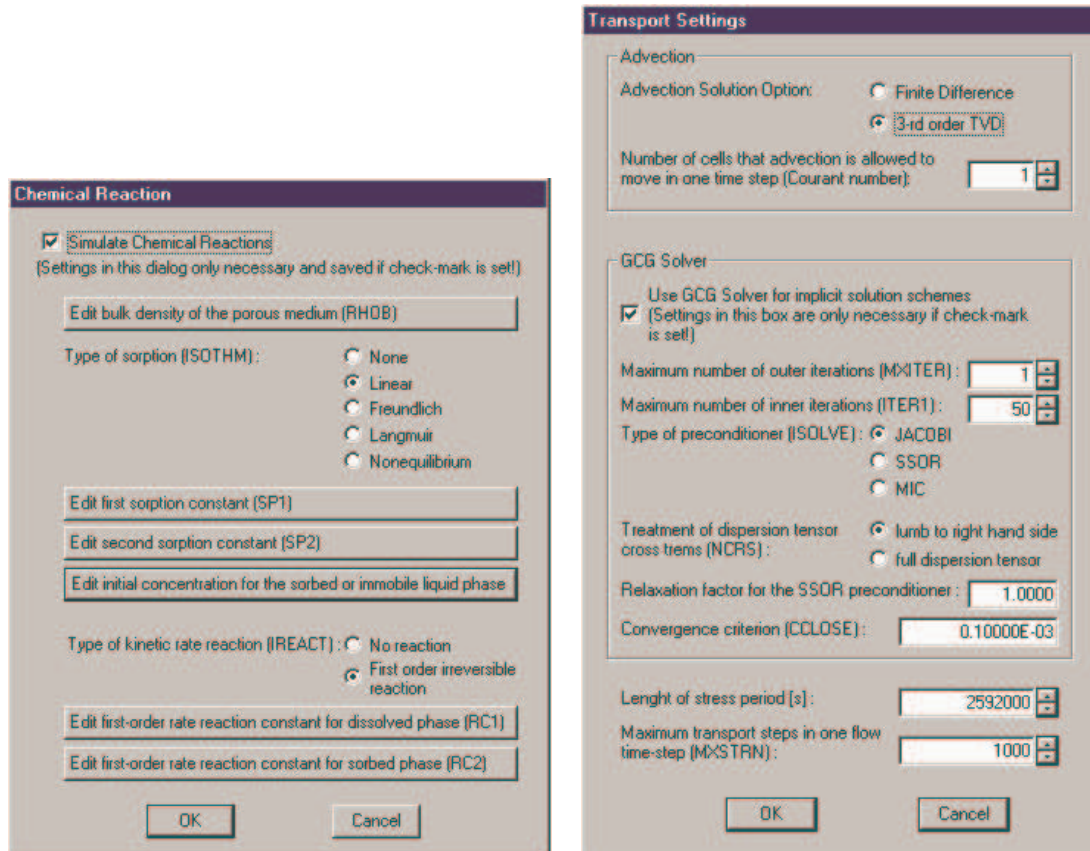


Abb. 15.1: „Chemical Reaction“ und „Transport Settings“ Dialog

15.3.3.3 Extern

Zur Nutzung eines externen Grundwassermodells müssen zwei Voraussetzungen seitens des Modells erfüllt sein. Erstens muss das Grundwassermodell vom DOS-Modus aus gestartet werden können. Dies ist bei den meisten gängigen Modellen wie z.B. Modflow, Spring und FEFLOW der Fall. Zweitens müssen die Eingabe- und Ausgabedateien des Modells, ohne Zwischeneingriff des Anwenders, GRM zugänglich sein (mehr dazu im folgenden Abschnitt Schnittstellen). Ansonsten ist jede Art von Modell denkbar, es können sowohl Finite Differenzen, Finite Volumen als auch Finite Elemente Modelle sein. Sie können einschichtig oder mehrschichtig, stationär oder instationär, mit Transportansatz oder ohne sein. In GRM müssen einige Daten analog der Vorgehensweise bei einem internen Modell eingegeben werden. Prinzipiell sind dies alle Daten, die in GRM im „Definition“ Menu zu finden sind. Diese sind das Berechnungsnetz für die Berechnung der Datenpunkte, die Geländeoberkante, die Geometrie des Untersuchungsgebiets, die Brunnendefinitionen und die Angabe um welche Art Modell es sich handelt, stationär, instationär oder stationär mit Transportmodellierung. Diese Daten sind nicht für die eigentliche Grundwassermodellierung nötig, wohl aber für die Auswertung der Ergebnisse des Modells bzw. für die Definition der Entnahmeraten im Falle der Brunnendefinitionen.

Die Nutzbarmachung des Modells in GRM erfolgt nun durch die Schnittstellenprogrammierung, die aus drei Komponenten besteht.

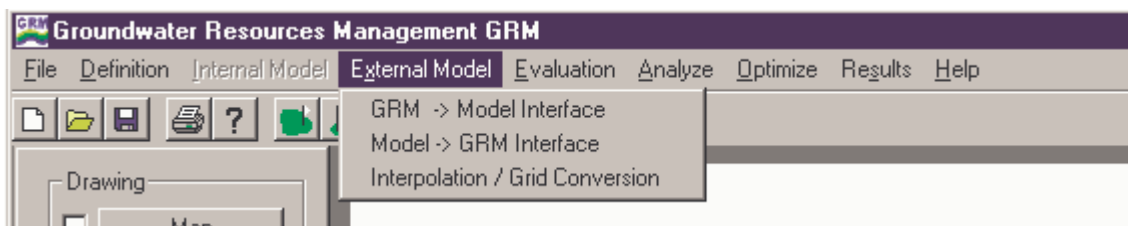


Abb. 15.1: Schnittstellenprogrammierung in GRM im „External Menu“

In der Schnittstellenkomponente von GRM zum Modell, müssen zwei Dateien angegeben werden. Eine ausführbare Datei (sog. „executable file“), die das Modell startet und eine Datei in die GRM die Entnahmeraten der einzelnen Brunnen schreibt. Diese Raten müssen dann beim Starten des Modells in entsprechende Modelleingangsdaten transferiert werden, und zwar ohne Zwischeneingriff des Anwenders, da der Optimierungsprozess nicht unterbrochen werden kann. Somit wird die ausführbare Datei in aller Regel nicht die wirkliche Startdatei des Modells sein, sondern eine sog. „batch“ Datei, d.h. eine Datei die mehrere Befehle nacheinander ausführt (siehe Abb. 15.2).

In der Schnittstelle vom Modell zu GRM muss eine Datei angegeben werden, aus der GRM die Piezometerhöhen als Ergebnis der Berechnung lesen kann. In dieser Datei steht in der ersten Spalte die x-Koordinate des Punktes, in der zweiten Spalte die y-Koordinate und in der dritten Spalte die Piezometerhöhe an diesem Punkt. Es können beliebig viele Punkte angegeben werden. Diese Punkte sind die Zellmittelpunkte oder Gitterpunkte (je nach Modell) des Berechnungsgitters des externen Modells. Da Modellergebnisse in der Regel nicht in diesem Format vorliegen, muss ebenfalls ein Programm in einer „batch“ Datei eingeschaltet werden, um diese ohne Zwischeneingriff des Anwenders in das nötige Format zu transferieren. Optional kann noch eine Protokolldatei („Log-file“) angegeben werden, die

dann in GRM vom Anwender eingesehen werden kann, um den Erfolg der Berechnung zu überprüfen.

```
rem Lesen der Ausgabedatei mit den Brunnenentnahmen aus
rem GRM und schreiben der Modelleingangsdatei für das Modell
rem
Brunnentransformierer.exe
rem
rem Starten des Modells
rem
Modflow2000.exe < Externes_modell.tin
rem
rem Lesen der Ausgabedatei des Modells und schreiben
rem der Eingabedatei für GRM
rem
Ergebnistransformierer.exe
rem
rem Ende
```

Abb. 15.2: *Beispiel einer „batch“ Datei (mit „rem“ gekennzeichnete Linien sind Kommentare und werden bei der Ausführung ignoriert)*

Wird ein Modell mit Transportmodellierung gewählt, muss zusätzliche eine Datei angegeben werden, welche die Konzentrationen an GRM überträgt. Dies erfolgt analog zur Übertragung der Piezometerhöhen.

Bei externem Modell müssen diese Punktwerte noch auf das GRM interne Netz übertragen werden. Dazu dient das Interpolationsmenu, in dem dieser Vorgang gesteuert werden kann. Es stehen wieder die drei bekannten Interpolationsoptionen zur Auswahl (siehe Kap. 15.3.3.2). Mit dem Wissen über diesen Interpolationsvorgang sollte man das Berechnungsnetz zu Beginn des Projekts so gewählt werden, dass sich die Zellen in GRM und die Zellen des externen Modells in ihrer Dimension und Anzahl möglichst wenig unterscheiden, d.h. sie sollten sich „ähnlich“ sein. Das fällt bei einem Finite-Elemente Netz natürlich schwer. Verfeinerungen sollten aber im internen Berechnungsnetz an den gleichen Stellen wie extern nachgebildet werden. Im Zweifelsfalle sollte das interne Netz feiner gewählt werden als das externe, das hat insofern keine Nachteile, als dass mit dem internen Netz keine Modellberechnungen durchgeführt werden und somit auch kein Zeitverlust eintritt. Bei einem gröberem internen Netz, werden mehrere externe Zellwerte auf einen internen Zellwert interpoliert und es wird Rechengenauigkeit verschenkt.

15.3.4 Bewertungssystem

15.3.4.1 Bewertungsgrößen

In GRM ist es möglich drei Klassen von Bewertungsgrößen zu unterscheiden. Die ersten beiden werden in diesem Forschungsprojekt genutzt. Die erste und wichtigste Klasse sind die Flurabstände, also die Differenz zwischen Geländeoberkante und Grundwasserspiegel. Die Flurabstände hängen indirekt, d.h. über das Grundwassermodell, von den Brunnenentnahmen ab. In GRM können entweder Bewertungspunkte oder -flächen definiert werden, für die dann der Flurabstand ausgewertet wird (siehe Kap. 15.3.2.2).

Die zweite Klasse sind die Wasserqualitäts- und Aufbereitungsparameter (genannt „WQAP“), d.h. alle Größen die i.d.R. direkt von den Brunnenentnahmen abhängen („water treatment properties“ in GRM). Dabei gibt es nun die Möglichkeit die Bewertungsgröße direkt in GRM

berechnen zu lassen, dies ist die Standardeinstellung, oder aber für kompliziertere Fälle mit Hilfe eines externen Programms das der Anwender zur Verfügung stellt. Wird die Standardauswertung gewählt, muss für jeden Brunnen ein Wert für den Parameter angegeben werden. In der Berechnung wird dann der Wert des Parameters an jedem Brunnen mit der Entnahme dieses Brunnens multipliziert und die Gesamtsumme durch die Gesamtentnahme geteilt. Man erhält einen Mischwert für jeden Parameter, der dann weiter verarbeitet wird. Ein Beispiel für solch eine Größe, wäre der Nitratgehalt. Gibt man für jeden Brunnen eine Konzentration des geförderten Wassers an, lässt sich die Nitratkonzentration des Mischwassers berechnen und dann bewerten. Es können auf diese Weise aber auch Pumpkosten usw. bewertet werden. Wählt man in komplizierten Fällen die externe Berechnung des Parameters, startet GRM das externe Programm während der Analyse und der Optimierung und liest das Ergebnis aus einer Übergabedatei. Auf diese Weise kann zum Beispiel die Härte des Mischwassers bewertet werden, wenn wie im Anwendungsfall bei der Landeswasserversorgung eine Entkarbonisierungsanlage das Rohwasser teilweise enthärtet.

Die dritte Klasse, die im Forschungsprojekt nicht genutzt wird, sind bei einer Transportmodellierung, die Wasserqualitätsbeobachtungspunkte (WQBP), also die Konzentrationen eines Wasserinhaltsstoffes an verschiedenen Beobachtungspegeln. Ausgehend von Stoffeintragsflächen („Source Areas“) die mit konstanten Konzentrationen festgelegt werden, wird eine Transportberechnung über die eingestellte Zeitschrittlänge durchgeführt. Es ergeben sich bestimmte Stoffkonzentrationen an den gewählten Beobachtungspunkten, die dann ausgewertet werden. So kann z.B. versucht werden durch die Steuerung von Abwehrbrunnen, eine Stoffkonzentration oberstrom einer Trinkwasserfassung zu minimieren.

15.3.4.2 Transformationsregeln

Mit Hilfe der Zielfunktionen werden die dimensionsbehafteten Bewertungsgrößen in dimensionslose Zielerfüllungsgrade umgewandelt, um sie miteinander vergleichbar zu machen. Die Berechnung der Zielerfüllungsgrade erfolgt in GRM identisch zum Forschungsprojekt. Sie reichen von 0 bis 1, bzw. 0% bis 100%, wobei 100% den optimalen Zielerfüllungsgrad bedeutet. Dabei können beliebig viele Bewertungsgrößen einer Zielfunktion zugeordnet werden. In GRM werden die Zielfunktionen ebenfalls über ihre Eckpunkte definiert und dazwischen linear interpoliert. Es können jedoch auch mehrere Punkte den gleichen Wert annehmen wie in Abb. 15.1 (Mitte und rechts) dargestellt.

Da diese Zielfunktionen ohne Dimension sind, ist es möglich, ihnen alle drei Arten von Bewertungsgrößen zuzuordnen. Es muss nur auf eine einheitliche Angabe und Auswertung der Einheiten geachtet werden. Flurabstände werden immer in Metern angegeben, bei den WQAP sollte für die Zielfunktion die gleiche Einheit gewählt werden, welche vorher bei der Angabe der Werte für die einzelnen Brunnen verwendet wurde. Bei einer Transportberechnung werden Konzentrationen (z.B. in mg/l) berechnet. Deshalb müssen die Zielfunktionen der WQP's auch in der Einheit [mg/l] angegeben werden.

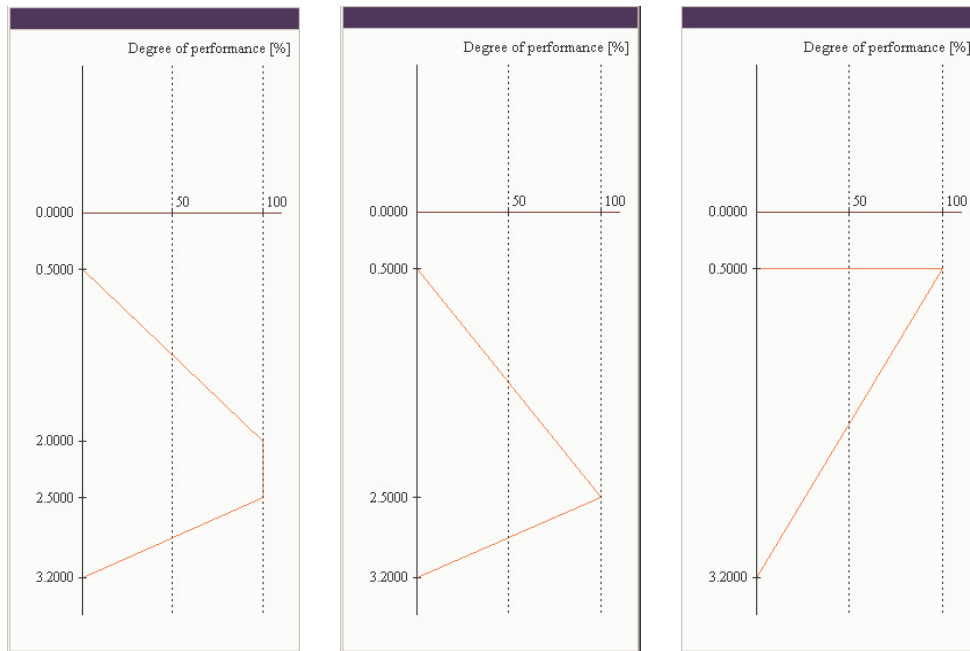


Abb. 15.1: Links: Zielfunktion mit 4 Punkten (minimaler Grenzflurabstand=0.5; unterer Grenzflurabstand=2.0; oberer Grenzflurabstand=2.5; maximaler Grenzflurabstand=3.2)
 Mitte: Zielfunktion mit 3 Punkten (minimaler Grenzflurabstand=0.5; unterer Grenzflurabstand = oberer Grenzflurabstand=2.5; maximaler Grenzflurabstand=3.2)
 Rechts: Zielfunktion mit 2 Punkten (minimaler Grenzflurabstand = unterer Grenzflurabstand = oberer Grenzflurabstand=2.5; maximaler Grenzflurabstand=3.2)

15.3.4.3 Zielformulierung (Strukturbaum)

In GRM wird zur Zielformulierung durch den Anwender ein Strukturbaum definiert, bestehend aus Gruppen, Untergruppen und Gewichtungsfaktoren, der die Bewertungsstruktur festlegt.

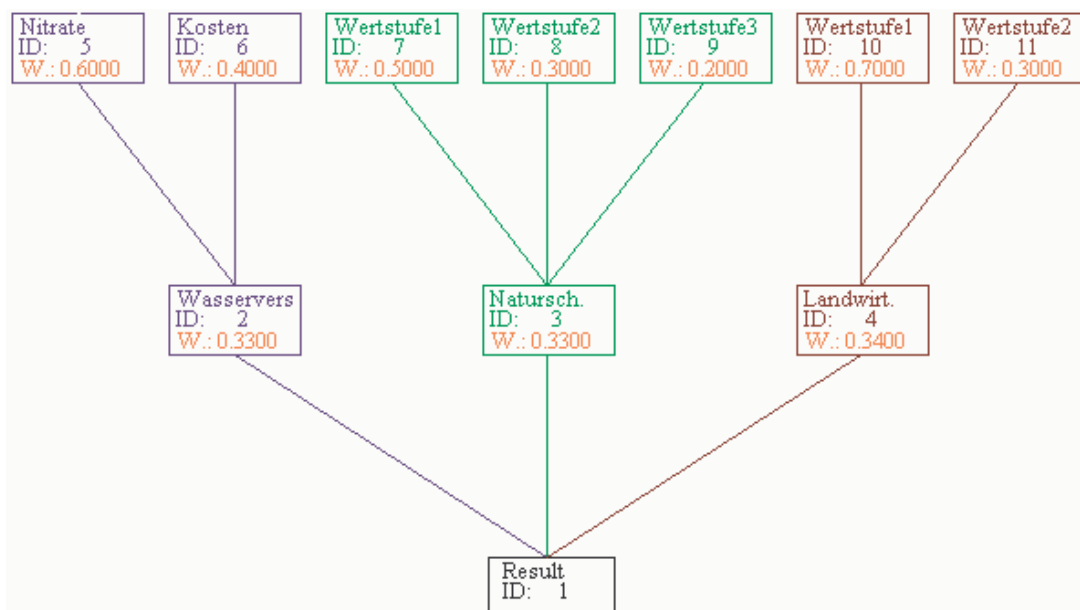


Abb. 15.1: Beispiel eines Strukturbaums mit den drei Hauptnutzerguppen und jeweils einigen Untergruppen

Das Resultat steht hierbei ganz unten und befindet sich demnach in der ersten Zielebene. In der zweiten Zielebene folgen die Hauptgruppen. Jede Gruppe erhält eine eindeutige Identifikationsnummer (im Bild durch „ID“ gekennzeichnet) und einen Gewichtungsfaktor (im Bild durch ein rotes „W“ gekennzeichnet). Optional kann der Name der Gruppe angegeben werden. Diese Hauptgruppen können nun noch weiter untergliedert werden in sog. Untergruppen, die sich dann in der nächst höheren Zielebene befinden. Insgesamt können bis zu zehn Ebenen definiert werden, generell sollten aber drei Ebenen ausreichen, um die Bewertungsstruktur noch übersichtlich zu halten. Es muss mindestens eine Hauptgruppe definiert werden.

Die Bewertungsgrößen werden nun in die Gruppen eingeteilt, wobei eine Bewertungsgröße immer nur in eine Gruppe eingeteilt werden kann die selbst keine weiteren Untergruppen hat. Zudem können immer nur entweder

- ein oder mehrere Punkte,
- ein oder mehrere Flächen,
- ein oder mehrere Wasserqualitäts- und Aufbereitungsparameter (WQAP) oder
- ein oder mehrere Wasserqualitätsbeobachtungspunkte (WQBP)

in eine Gruppe eingeteilt werden. Eine Zuweisung von z.B. Punkten und Flächen in eine Gruppe ist nicht zulässig.

Jede Gruppe erhält einen Gewichtungsfaktor zwischen Null und Eins. Je höher der Gewichtungsfaktor ist, umso größer ist der Anteil, den die Bewertungsgrößen die in diese Gruppe eingeteilt sind an der Optimierung haben. Die Summe der Gewichtungsfaktoren der Untergruppen einer Gruppe muss Eins betragen.

Somit ist es nun möglich den Einfluss, d.h. den Gewichtungsfaktor, jeder Bewertungsgröße am Optimierungsprozess zu berechnen. Dies geschieht hierarchisch und beginnt auf der letzten Ebene. Die Gewichtungsfaktoren werden ausgehend von jeder Gruppe die keine weiteren Untergruppen enthält bis zum Resultat auf der ersten Ebene durchmultipliziert. Im Beispiel hat Gruppe 5 („Nitrate“) einen Gewichtungsfaktor von 0.6 an der Gruppe 2 („Wasserversorgung“), diese wiederum einen Gewichtungsfaktor von 0.33 am Resultat. Multipliziert man die beiden, hat Gruppe 5 einen Gewichtungsfaktor von 0.198 am Resultat. Dieser Gewichtungsfaktor am Resultat wird nun umgelegt auf die Bewertungsgrößen in dieser Gruppe. Befindet sich nur eine Bewertungsgröße in dieser Gruppe erhält diese den vollen Gewichtungsfaktor (von z.B. 0.198) am Resultat. Befinden sich mehrere Punkte in einer Gruppe, erhält jeder Punkt einen Gewichtungsfaktor gleich dem Gewichtungsfaktor der Gruppe am Resultat geteilt durch die Anzahl der Punkte in dieser Gruppe. Analog dazu werden die Gewichtungsfaktoren der WQAP's und WQBP's berechnet. Bei mehreren Flächen in einer Gruppe ist die Flächengröße entscheidend. Jede Fläche enthält den Gewichtungsfaktor der Gruppe am Resultat, multipliziert mit der Größe der Fläche geteilt durch die Gesamtgröße aller Flächen in dieser Gruppe. Letztendlich ergeben alle Gewichtungsfaktoren der Bewertungsgrößen aufsummiert wieder 1.0.

15.3.4.4 Wertsynthese

In der Wertsynthese werden im ersten Schritt die Zielerfüllungsgrade, ermittelt durch den Vergleich der Bewertungsgrößen mit den Zielfunktionen, mit den Gewichtungsfaktoren (am Resultat) zu Teilnutzwerten weiterverarbeitet. Diese Teilnutzwerte werden dann zum Nutz-

wert einer Alternative. Nach der klassischen Methode durch einfaches Aufsummieren, nach der Composite Programming Methode gemäß Gl. 3.3. Dieser Nutzwert ist das Endergebnis einer Alternative.

Im Ergebnisdialog wird der Nutzwert für die verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien angezeigt.

15.3.5 Optimierungssysteme

15.3.5.1 Optimierungsgrößen

Die Optimierungsgrößen sind die Entnahmeraten an den einzelnen Brunnen. GRM variiert diese Entnahmeraten, so dass die Bewertungsgrößen nach Möglichkeit die Zielgrößen erreichen. Die Brunnen werden in GRM entweder als Einzelbrunnen oder im Rahmen einer Fassungsbewirtschaftung bestimmt. Der Unterschied liegt darin, dass die Entnahmerate an Einzelbrunnen frei wählbar ist, in Fassungen wird sie hingegen berechnet aus der Fassungsentnahme geteilt durch die Anzahl der Brunnen in der Fassung, d.h. jeder Brunnen in einer Fassung erhält die gleiche Entnahmerate.

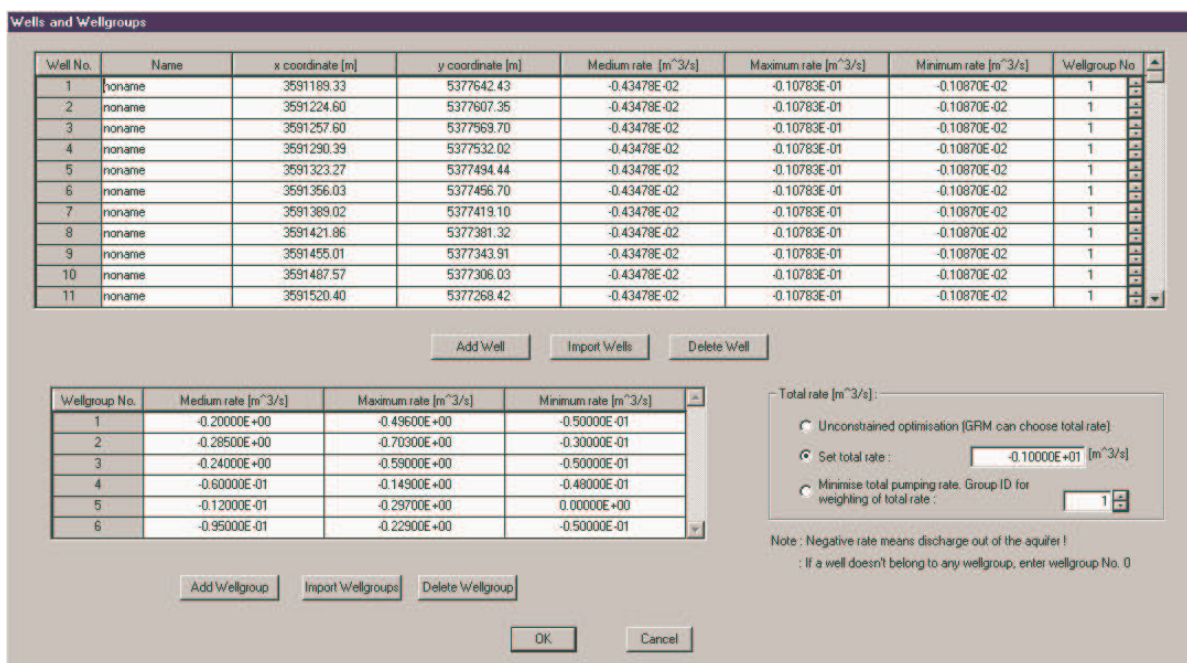


Abb. 15.1: Beispiel des „Wells and Wellgroups“ Dialogs zur Definition der Brunnen und Fassungen in GRM

Definiert werden Brunnen und Fassungen nun mit der Angabe einer minimalen, mittleren und maximalen Pumprate. Die minimale und maximale Raten bestimmen die Grenzen innerhalb derer GRM im Optimierungsprozess die Entnahme wählen kann. Die mittlere Rate dient als Startrate in der Optimierung, die iterativ erfolgt. Die maximale Rate darf die hydraulischen Möglichkeiten des Aquifers nicht übersteigen; der Brunnen darf nicht trocken fallen. Die minimale Rate kann zu Null gewählt werden, was bedeuten würde, dass der Brunnen abgeschaltet ist. Außerdem ist es möglich anzugeben, ob GRM die Gesamtentnahme völlig frei wählen kann, die gewünschte Gesamtentnahme in einer Form vorgegeben wird, oder ob die

Gesamtentnahme möglichst minimal werden soll. Die Minimierung der Gesamtentnahme ist meist der Anwendung von GRM auf einen Sanierungsfall notwendig.

Soll die Gesamtentnahme minimiert werden, so muss dieser Aufgabe ebenfalls eine Gewichtung vom Anwender vorgegeben werden. Es existiert kein voreingestellter Wert. Die Gewichtung erfolgt durch die Zuweisung der Minimierungsaufgabe zu einer Gruppe im Strukturbaum. Diese Gruppe darf weder Bewertungsgrößen noch Untergruppen enthalten. Die Zielfunktion für diese „Bewertungsgröße“ berechnet sich GRM selbst, die optimale Entnahme im Sinne der Minimierung wäre, wenn alle Brunnen mit der minimalen Rate fördern würden, diese Entnahme bekommt den Zielerfüllungsgrad 100%, wenn alle Brunnen mit maximaler Rate fördern würden entspräche dies einem Zielerfüllungsgrad der Gesamtentnahme von 0%. Im Optimierungsprozess wird nun der Zielerfüllungsgrad der aktuellen Gesamtentnahme ermittelt und fließt mit der Gewichtung der gewählten Gruppe am Resultat ein.

Die Brunnendefinition muss sowohl bei internem, als auch bei externem Grundwassermodell erfolgen. Zwar ist bei externem Grundwassermodell die Position der Brunnen unerheblich, die restlichen Parameter müssen aber genau wie beim internen Modell angegeben werden.

15.3.5.2 PEST

Zur Optimierung wird wie im Forschungsprojekt die Software „PEST“ eingesetzt. Im „Optimize – Settings“ Dialog kann der Optimierungsablauf gesteuert werden.

The screenshot shows the 'Optimisation Settings' dialog box with the following parameters and values:

- Initial Marquardt Lambda (RLAMBDA1): 5.0000
- Maximum factor parameter change (FACPARMAX): 5.0000
- Lambda adjustment factor (RLAMFAC): 2.0000
- Relative Phi reduction below which to begin use of central derivatives instead (PHIREDSWH): 0.10000
- Sufficient Phi-Ratio per iteration (PHIRATSUF): 0.30000
- Maximum number of iterations (NOPTMAX): 25
- Limiting relative Phi reduction between lambdas (PHIREDLAM): 0.10000E-01
- Relative Phi reduction indicating convergence (PHIRE DSTP): 0.10000E-01
- Maximum trial Lambdas per iteration (NUMLAM): 7
- Number of Phi values required within this (see above) range (NPHISTP): 3
- Maximum relative parameter change (RELPARMAX): 5.0000
- Fraction of initial parameter values used in computing change limit for near-zero parameters (FACDRIG): 0.10000E-02
- Number of consecutive iterations with minimal param change (NRELPAR): 3
- Maximum number of consecutive failures to lower Phi (NPHINORED): 3
- Maximum relative parameter change indicating convergence (RELPARSTP): 0.10000E-02

Buttons for 'OK' and 'Cancel' are visible at the bottom.

Abb. 15.1: „Optimize-Settings“ Dialog

Für jeden der einstellbaren Werte ist eine kurze Beschreibung im Dialog selbst gegeben, die voreingestellten Werte sollten allerdings für die meisten Optimierungsprobleme geeignet sein. Genauere Informationen sind im Pest-Manual in Kapitel 4 zu finden (der Name jeder Variablen steht in Klammer im Dialog).

15.3.5.3 Analyse

Sinn der Analyse ist es, einen Eindruck von der Bandbreite der möglichen hydraulischen Situationen im Modellgebiet und der Bandbreite der möglichen Zielerfüllungsgrade der Bewertungsgrößen zu bekommen. Nach dem Start der Analyse werden zunächst die nötigen Modelleingabedaten geschrieben. Als erste hydraulische Situation wird die Grundwasserströmung mit der mittleren Pumprate berechnet, als nächstes mit der maximalen Pumprate und schließlich mit der minimalen. Das Ergebnis wird jeweils nach Ende des Modellaufs gelesen, gespeichert und ausgewertet. Da alle Brunnen gleichzeitig zuerst mit der maximalen und dann mit der minimalen Pumprate betrieben werden, ist die Bandbreite der möglichen maximalen und minimalen Flurabstände festgelegt. Aus dieser Bandbreite kann nun ermittelt werden, welche Zielerfüllungsgrade für die einzelnen Bewertungsgrößen bezüglich des Flurabstands in der Optimierung maximal erreicht werden können. Für die Analyse ist beispielhaft die Ermittlung der Zielerfüllungsgrade in Abb. 15.1 dargestellt.

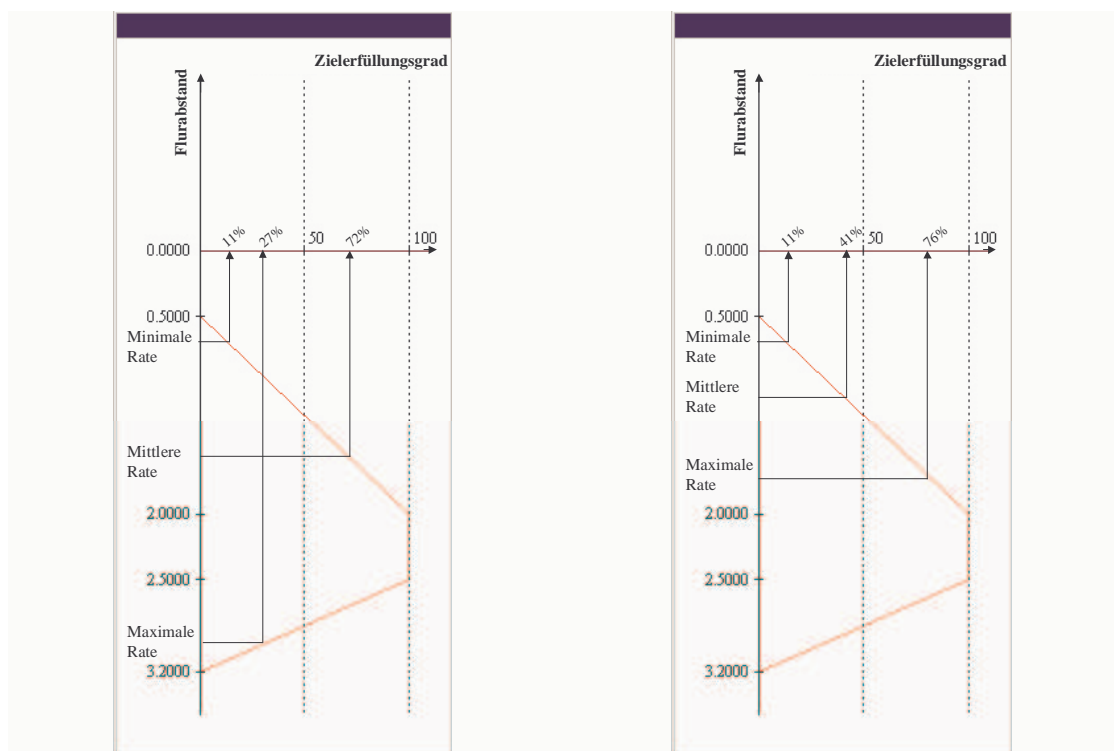


Abb. 15.1: Beispiele möglicher Zielerfüllungsgrade der drei Entnahmesituationen.

Im linken Beispiel der obiger Abbildung wäre der maximal erreichbare Zielerfüllungsgrad 100%, bei einer Rate zwischen der mittleren und der maximalen. Im rechten Beispiel dagegen wäre der maximal erreichbare Zielerfüllungsgrad bei 76% bei maximaler Entnahme. Bei großen Flächen, die eventuell aus vielen Berechnungszellen bestehen, entspricht der maximale Zielerfüllungsgrad dem Durchschnitt des bestmöglichen Zielerfüllungsgrades aller Zel-

len innerhalb dieser Fläche. Bei den WQAP's werden die maximal erreichbaren Zielerfüllungsgrade ebenfalls ermittelt, hängen aber noch von der Art der gewählten Gesamtentnahme ab. Bei freier Wahl der Gesamtentnahme oder zu minimierender Gesamtentnahme ist der maximale Zielerfüllungsgrad eines WQAP's der Zielerfüllungsgrad des besten Brunnenwertes. Bei vorgegebener Gesamtentnahme ist der maximale Zielerfüllungsgrad gleich dem Zielerfüllungsgrad der Summe des besten Brunnenwertes multipliziert mit seiner maximalen Entnahme plus des 2. besten Brunnenwertes multipliziert mit seiner maximalen Entnahme usw., solange bis die vorgegebene Gesamtentnahme erreicht ist, geteilt durch die Gesamtentnahme. Bei den WQBP's gestaltet sich die Ermittlung der maximalen Zielerfüllungsgrade einfacher, da nicht vorher gesagt werden kann, welche Konzentration an einem Beobachtungspunkt auftritt. Deshalb wird der maximale Zielerfüllungsgrad gleich 100% gesetzt.

Diese Festlegung der maximalen Zielerfüllungsgrade ist wichtig für die Optimierung. Sie dient dazu Rechenkapazität zu sparen. Wenn das maximal mögliche Ergebnis erreicht ist kann abgebrochen werden. Außerdem ist der erhaltene maximale Zielerfüllungsgrad für den Benutzer wichtig, da klar wird, dass eine Optimierung nur bis zu einem bestimmten Grad möglich ist, eventuell Zielfunktionen zu hoch oder zu tief liegen (für bestimmte Bewertungsgrößen wird immer ein Zielerfüllungsgrad von 0% erreicht), oder Bewertungsgrößen falsch gesetzt wurden.

Auch wichtig ist die Analyse zur Überprüfung der Modellstabilität. Das Modell muss für alle drei Entnahmesituation eine stabile Lösung des Strömungs- oder Transportproblems bestimmen, d.h. es muss konvergieren. Die Strömungsbilanz muss stimmen. Es dürfen keine Zellen trocken fallen usw. Erst dann kann optimiert werden. Um eventuelle anfängliche Schwierigkeiten mit dem Modell besser beheben zu können, kann auch nur eine Entnahmesituation analysiert werden. Vor der Optimierung müssen aber alle drei Situationen in einem Lauf analysiert werden!

Direkt nach Ende der Analyse kann die Protokolldatei von GRM angezeigt werden, in ihr werden alle außergewöhnlichen Ereignisse GRM betreffend beschrieben. Sollte es keine Ereignisse geben wird nur die Start- und Endzeit der Analyse vermerkt.

Im „Results – Analysis“ Menu kann dann das Ergebnis begutachtet werden. Man kann alle Protokolldateien („Log-files“) prüfen und sämtliche Zielerfüllungsgrade der drei Situationen einsehen. Außerdem kann man die Teilnutzwerte und den Gesamtnutzwert anzeigen lassen.

15.3.5.4 Optimierung

Die Optimierung ist ein iterativer Prozess. Es wird zunächst das Modell mit den mittleren Pumpraten gestartet und der Nutzwert ermittelt. Anschließend werden die Pumpraten modifiziert und ermittelt, ob sich eine Verbesserung im Nutzwert ergeben hat. Dies wird solange versucht, bis ein Abbruchkriterium entsprechend der Variablen im „Optimize – Settings“ Dialog erreicht ist. Dies kann,

- das Erreichen aller in der Analyse bestimmten maximalen Zielerfüllungsgrade, ein Konvergenzkriterium,
- eine bestimmte Anzahl von Iterationsläufen ohne signifikante Verbesserung,
- eine bestimmte Anzahl von Iterationsläufen ohne signifikante Änderung der Pumpraten,
- eine erreichte Gesamtzahl von Iterationsläufen sein,

- oder Abbruchkriterien die auf einen Bearbeitungsfehler schließen lassen, wie z.B. alle Zielerfüllungsgrade sind gleich 0% und auch nicht zu verbessern.

In Abb. 15.1 ist das Flussdiagramm der Optimierung mit internem Grundwassermodell dargestellt. Die einzelnen Komponenten sind durch rote, gestrichelte Rahmen gekennzeichnet. Das Transportmodell ist mit gestricheltem schwarzem Rahmen gekennzeichnet, da es optional ist.

Nach Ende der Optimierung kann die GRM Protokolldatei mit allen außergewöhnlichen Ereignissen angesehen werden. Die Ergebnisse sind im „Results – Optimization“ Menu dargestellt. Analog zur Ergebnisdarstellung der Analyse können alle Protokolldateien („Log-files“), Zielerfüllungsgrade und Nutzwerte eingesehen werden. Einziger Unterschied zum Ergebnisdialog der Analyse ist das Untermenü mit den optimierten Pumpraten. In diesem Dialog wird außerdem die Gesamtentnahme wiedergegeben und es besteht die Option Pumpraten als neue mittlere Pumpraten zu übernehmen. Das hat den Vorteil, dass bei weiteren Optimierungen, wenn eventuell Änderungen an der Bewertung oder den Optimierungseinstellungen gemacht wurden, gleich mit den ermittelten optimalen Raten gestartet wird.

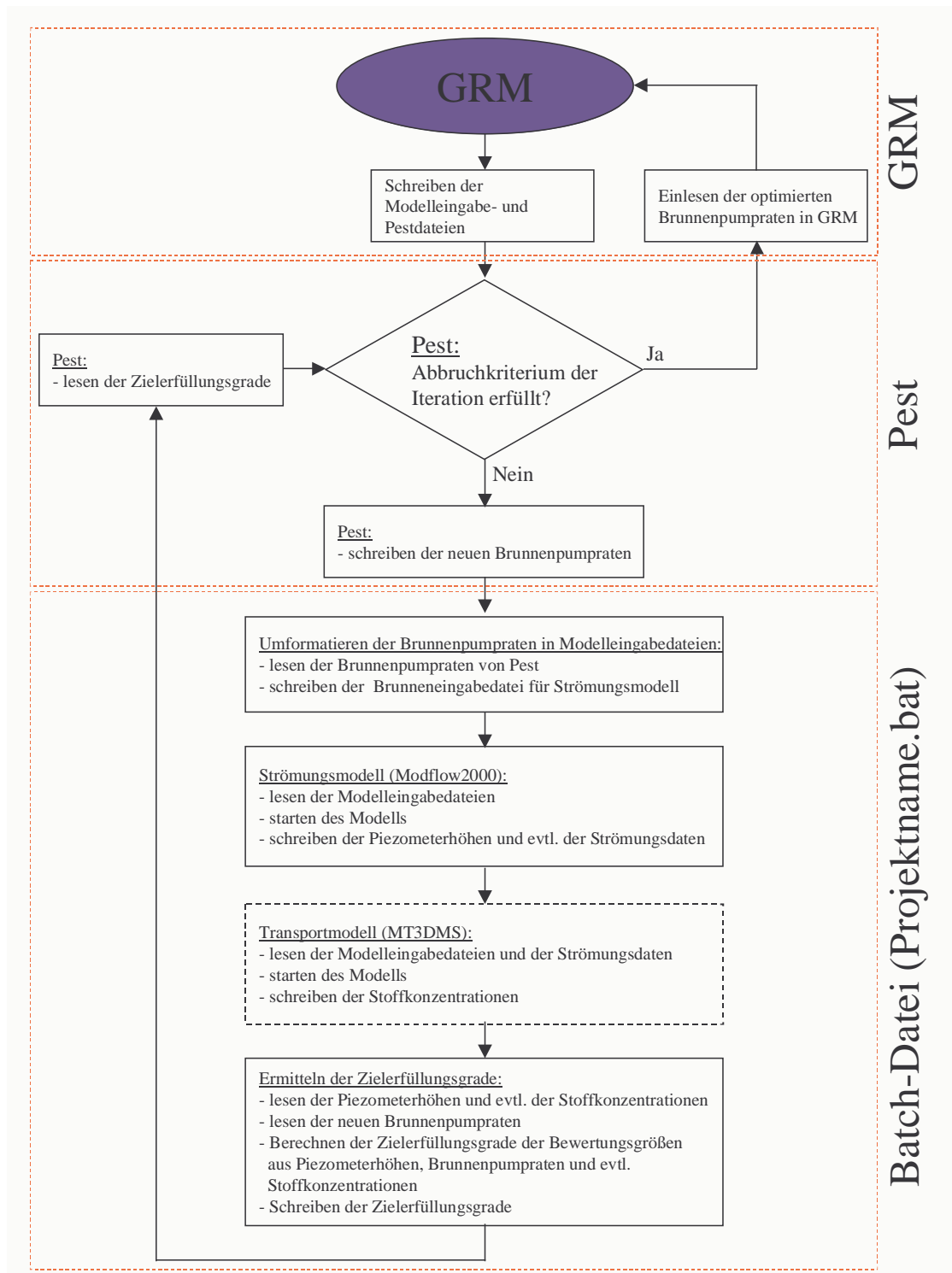


Abb. 15.1: Flussdiagramm der Optimierung bei internem Modell.