Institut für Hydrologie

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

Martin Albrecht

Entwicklung der Nitratbelastung im Rohwasser des Wasserwerks Hausen a. d. Möhlin –

eine hydrologisch-modelltechnische Untersuchung

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg i. Br., Januar 2006

Institut für Hydrologie

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

Martin Albrecht

Entwicklung der Nitratbelastung im Rohwasser des Wasserwerks Hausen a. d. Möhlin –

eine hydrologisch-modelltechnische Untersuchung

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Koreferent: Dr. Jens Lange

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg i. Br., Januar 2006

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS I

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN IM TEXT IV

VERZEICHNIS DER TABELLEN IM TEXT VI

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN IM ANHANG VII

VERZEICHNIS DER TABELLEN IM ANHANG VIII

VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN IX

ZUSAMMENFASSUNG X

EXTENDED ENGLISH SUMMARY XII

DANKSAGUNG XV

1 EINLEITUNG 1

2 PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG 2

2.1 PROBLEMSTELLUNG 2
2.2 ZIELSETZUNG 3

3 BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES 5

3.1 LAGE UND RÄUMLICHE ABGRENZUNG 5
3.2 GEOLOGISCHE EINORDNUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES 5
3.3 KLIMATISCHE VERHÄLTNISSE 6
3.4 HYDROLOGIE UND HYDROGEOLOGIE 7
3.4.1 OBERFLÄCHENGEWÄSSER 7
3.4.2 GRUNDWASSER 8
3.5 BÖDEN 10
3.6 LANDNUTZUNG 12

3.7 FAZIT 13

4 METHODISCHE VORGEHENSWEISE 14

4.1 NITRATPROBLEMATIK IM GRUNDWASSER 14
4.2 LÖSUNGSANSATZ ZUR NITRATPROBLEMATIK 16
4.3 METHODISCHER ANSATZ 18
4.4 FAZIT 21

5 NITRATBELASTUNG IM UNTERSUCHUNGSGEBIET 22

5.1 NITRATBELASTUNG AN BRUNNEN UND MESSSTELLEN 22
5.2 RÄUMLICHE VERTEILUNG DER NITRATBELASTUNG IM GRUNDWASSER 25
5.3 LANGJÄHRIGE NITRATBELASTUNG 28
5.4 FAZIT 29

6 CHARAKTERISIERUNG DER BRUNNENEINZUGSGEBIETE 31

6.1 GRUNDWASSERMODELL 31
6.2 AUSWEISUNG DER BRUNNEN-EINZUGSGEBIETE 32
6.3 HERKUNFT DER WASSERANTEILE 34
6.4 VERWEILZEITEN IM GRUNDWASSERSYSTEM 38
6.5 WASSERBILANZ 41
6.6 FAZIT 42

7 UNTERSUCHUNG DER ERKLÄRUNGSMODELLE 43

7.1 WITTERUNG 43
7.1.1 SICKERWASSER 44
7.1.2 UFERINFILTRATION AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN 46
7.1.3 NITRATWERTE IM SICKERWASSER UND AN VORFELD-MESSSTELLEN 50
7.1.4 VOLUMENANTEIL UND VERWEILZEIT 51
7.1.5 ZWISCHENFAZIT 51
7.2 PUMPBETRIEB 53
7.2.1 ZEITPUNKT DER PROBENAHME 53
7.2.2 ENTNAHMERATE 56
7.2.3 ZWISCHENFAZIT 57
7.3 LANDNUTZUNG 58

7.3.1 AUSWERTUNG DER FLÄCHENANTEILE RELEVANTER KULTURARTEN 58
7.3.2 STICKSTOFFAUSTRAG UND NITRATKONZENTRATION 61
7.3.3 URSACHENPOTENTIAL DER LANDWIRTSCHAFT 67
7.3.4 ZWISCHENFAZIT 70

8 GESAMTDISKUSSION 72

LITERATURVERZEICHNIS 75

ANHANG 81

EHRENWÖRTLICHE ERKLÄRUNG 90

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbildung 2.1: Flächen (ha) der Sanierungs-, Problem- und ogL-Gebiete in Baden-Württemberg; verändert nach Haakh (2001). 3
Abbildung 3.1 Abfluss von Möhlin und Neumagen (Monatsmittel und langjähriges Mittel aus dem Zeitraum 1987-2002) und Gebietsniederschlag (aus arithmetischem Mittel). 8
Abbildung 3.2: Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im Untersuchungsgebiet. 11
Abbildung 3.3: Landnutzung im Untersuchungsgebiet 2003. 12
Abbildung 3.4: Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet 2003. 13
Abbildung 5.1: Nitratganglinien mit Jahresmittelwerten in den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen. 23
Abbildung 5.2: Vertikalprofil der Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet; 27
Abbildung 5.3: Flächenhafte Nitratverteilung an der Stichtagsmessung im April 2001 im Modellgebiet Hausen. 28
Abbildung 5.4: Jahresmittel des Nitratgehalts an den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen von 1972 bis 2004. 29
Abbildung 6.1: Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen des Wasserwerks Hausen. 33
Abbildung 6.2: Modellierte Wasseranteile im geförderten Wasser des Brunnens B4. 35
Abbildung 6.3: Wasseranteile im Förderwasser der Brunnen 36
Abbildung 6.4: Anteil Uferfiltrat aus Oberflächengewässern am oberflächennahen Grundwasser. 37
Abbildung 6.5: Anteile (%) des Grundwassers in den Einzugsgebieten der Brunnen. 38
Abbildung 6.6: Anteile (%) des Grundwassers in den Einzugsgebieten, welche innerhalb von 10 Jahren in den Brunnen gefördert werden. 38
Abbildung 6.7: Verweilzeiten im Grundwasser, integriert über die Tiefe. 39
Abbildung 6.8: Verweilzeit im Grundwasser, oberflächennah. 40
Abbildung 7.1: Sickerwassermenge unterteilt nach hydrologischen Jahren bzw. Halbjahren (Nov. – Apr. / Mai – Okt.), berechnet aus flächengewichtetem Mittel. 44
Abbildung 7.2: Flächenhafte Verteilung der mittleren Sickerwassermenge im Untersuchungsgebiet. 46
Abbildung 7.3: Abflussganglinien von Möhlin und Neumagen(Jahresmittel). 47
Abbildung 7.4: Einfluss des Uferfiltrats auf das oberflächennahe Grundwasser. 48

Abbildung 7.5: Ganglinien des Nitratgehaltes des vorfluternahen Pegel PH 34 verglichen mit Abflussganglinie der Möhlin (alles Jahresmittel). 49
Abbildung 7.6: Ganglinien des Nitratgehaltes des Pegels 134-070 verglichen mit Abflussganglinie des Neumagen (alles Jahresmittel). 49
Abbildung 7.7 Vergleich der Ganglinien der Nitratkonzentration im Sickerwasser (aus Expert-N Modellierung) und an der Vorfeld-Messstelle PH 24. 50
Abbildung 7.8: Nitratganglinie an einzelnen Förderbrunnen nach Pumpbeginn bei gleichzeitigem Betrieb aller Brunnen. 55
Abbildung 7.9: Nitratganglinie an einzelnen Förderbrunnen nach Pumpbeginn bei alleinigem Betrieb des jeweiligen Brunnens. 55
Abbildung 7.10: Vergleich der Ganglinien der Entnahmerate (10^3 m^3/Monat) und des Nitratgehaltes (mg/l) an Brunnen A4. 56
Abbildung 7.11: Vergleich der Ganglinien der Entnahmerate (10^3 m^3/Monat) und des Nitratgehaltes (mg/l) an Brunnen A2. 57
Abbildung 7.12: Entwicklung der Flächenanteile der Kulturarten zwischen 1995 und 2003 im Untersuchungsgebiet incl. Änderung (ha) bezüglich Vorjahr. 60
Abbildung 7.13: Aufteilung des gesamten N-Eintrags ins Grundwasser (kg) im Untersuchungsgebiet 1995 (Bemerkung: Punkte kennzeichnen Tausender-Trennstellen)...63
Abbildung 7.14: Mittlerer Stickstoff-Austrag aus Untersuchungsgebiet (kg/ha/a) im Jahr 1995.64
Abbildung 7.15: Differenzen der berechneten Nitratkonzentrationen (mg/l) 1995 und 2003 in verschiedenen Gebieten. 69

Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 2.1: Einstufungskriterien für Rohwassermessstellen gemäß SchALVO-Novllierung von 2001. 2
Tabelle 6.1: Wasseranteile (%) im Grundwasser des Untersuchungsgebietes und der einzelnen Einzugsgebiete. 36
Tabelle 6.2: Übersicht Verweilzeiten (Jahre). 40
Tabelle 6.3: Wasserbilanz 1987 – 1996 für das Untersuchungsgebiet. 41
Tabelle 7.1: Relevante Kulturarten für N-Auswaschung mit Flächenanteilen 1995 und 2003 im Gesamtgebiet. 59
Tabelle 7.2: Relevante Kulturarten für N-Auswaschung mit Flächenanteilen 1995 und 2003 im 10-Jahres-Einzugsgebiet. 61
Tabelle 7.3: Mittlere N-Salden der Kulturarten entsprechend nFK-Klasse und Niederschlags-Klasse unter idealisierten, gebietstypischen Bedingungen. 62
Tabelle 7.4: Mittlere NO_3-Konzentrationen im Grundwasser des Gesamtgebietes, berechnet aus mittlerem flächengewichtetem N-Austrag und Wasseranteilen. 66

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Abbildung A 1: Vorfeld-Messstellen und Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet. 82
Abbildung A 2: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (1). 83
Abbildung A 3: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (2). 83
Abbildung A 4: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (3). 83
Abbildung A 5: Simulierte Wasseranteile (Uferfiltrat, Randzustrom, Grundwasserneubildung) und deren 84
Abbildung A 6: Ganglinien der Nitratkonzentration des Sickerwassers aus Expert-N Modellierung für Körnermais (für verschiedene nFK-Werte und Niederschlagsklassen; Bsp.: nFK 210_1: nFK-Wert 210mm/m, Niederschlagsklasse 1 [775mm/a]) und des Nitratgehaltes an den Vorfeld-Messstellen im Untersuchungsgebiet (Jahresmittelwerte). .85

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tabelle A 1: Bezeichnung und Eigenschaften der betrachteten Brunnen und Vorfeld-Messstellen. 81

Tabelle A 2: Mittlere flächengewichtete N-Salden und daraus resultierende mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser im Gesamt-Einzugsgebiet sowie in den 10-Jahres-Teileinzugsgebieten der Brunnen bei einer angenommenen Grundwasserneubildungsrate von 210mm/a. 86

Tabelle A 3: Übersicht über die mittleren NO_3-Konzentrationen im Grundwasser verschiedener Teilgebiete, berechnet aus mittlerem flächengewichtetem N-Austrag und Wasseranteilen. 86

Verzeichnis der Abkürzungen

Zeichen	Bedeutung	Einheit
c_{NO3}	Nitratkonzentration	(mg/l)
EZG	Einzugsgebiet	-
FW	Förderwasser	-
N	Stickstoff	kg
N_{min}	Mineralisierter Stickstoff	kg
NO_3^-	Nitrat	-
nFK	Nutzbare Feldkapazität	mm/m
ogL	Ordnungsgemäße Landwirtschaft	-
S_S	Spezifischer Speicherkoeffizient	-

Zusammenfassung

Die SchALVO-Novellierung von 2001 führte bezüglich der Nitratbelastung zu einer Reihe neuer Kriterien zur Einstufung von Wasserwerken. Obwohl nun das Wasserwerk Hausen verglichen mit den umliegenden Wasserwerken relativ nitratunbelastetes Wasser aufweist, bringt ein Anstieg an einigen der Wasserwerks-Brunnen seit dem Jahr 2000 möglicherweise die Entscheidung mit sich, das Wasserwerk in eine höhere Belastungsklasse einzustufen. Im Zuge dieser Aussichten bat der zuständige Wasserversorger, die badenova AG und Co. KG das Institut für Hydrologie der Universität Freiburg und die GIT Hydros Consult GmbH um eine Untersuchung möglicher Ursachen der Nitratbelastung sowie weiterhin der Frage, ob es sich bei dem Anstieg um ein kurzfristiges Phänomen handelt, oder ob ein weiterer Anstieg zu befürchten ist.

Das Wasserwerk Hausen liegt im südlichen Oberrheingraben, ca. 15km südwestlich von Freiburg. Mächtige quartäre Schotter, sedimentiert durch den Rhein und seine lateralen Zuflüsse beinhalten ein Grundwassersystem, welches mit zu den bedeutendsten Europas zählt. Ein wasserwirtschaftlicher Nutzungskonflikt ergibt sich allerdings aus der Tatsache, dass der Oberrheingraben, bedingt durch seine klimatische Gunstlage sowie der schweren Lößböden mit guter Wasserkapazität, mit 60% Flächenanteil eine intensive landwirtschaftliche Nutzung erfährt.

Im Gegensatz zu vielen anderen Arbeiten, welche von der Landwirtschaft als Verursacher ausgehen, ohne andere Ursachen zu überprüfen, zielt die vorliegende Arbeit darauf ab, mögliche Einflusskomponenten auf die Nitratkonzentration abzugrenzen um sie anschließend als relevant zu verifizieren oder als irrelevant auszuschließen. Die Auswahl der zu untersuchenden Ursachen wurden daher in drei Erklärungsmodelle zusammengefasst: (a) Die Witterung während dem Untersuchungszeitraum als möglichen Verursacher der zu beobachteten Schwankungen in der Nitratganglinie; (b) die Entnahmepraxis an den Brunnen des Wasserwerks als mögliche Erklärung für den Anstieg; (c) die Stickstoff-Auswaschung aus der Landnutzung im Untersuchungszeitraum unter Berücksichtigung gleich bleibender Bewirtschaftungspraxis und guter gebietsspezifischer, fachgerechter Düngemethoden. Während bei ersteren beiden Erklärungsmodellen kein signifikanter Zusammenhang mit der Nitratganglinie vermutet wird, schließt das Erklärungsmodell (c) eine Vielzahl von Faktoren mit ein: zu den angebauten Kulturarten werden noch die Sickerwasserganglinie sowie die Bodenkennwerte mitberücksichtigt.

Mittels eines Strömungs- und Stofftransportmodells erfolgte in der vorliegenden Arbeit zunächst die Ausweisung der tatsächlichen Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen des Wasserwerks, welche sich zum Teil großflächig überschneiden. Darauf basierend war es anschließend über die verschiedenen Input-Randbedingungen des Modells möglich, die Wasseranteile im Grundwasser auszuweisen bezüglich ihrer Herkunft, d. h. Infiltration aus Oberflächengewässern, flächenhafte Grundwasserneubildung oder lateraler, unterirdischer Randzustrom von den Schwarzwaldhängen. Wie bereits vermutet, weist das Untersuchungsgebiet einen Anteil an Oberflächengewässern von über 50% auf, was auch für die nitratarme Wasserqualität verglichen mit den umliegenden Gebieten in Zusammenhang gebracht werden kann. Neben Aussagen über die Verweilzeiten im Grundwasser, welche sich im Mittel zwischen 12 und 36 Jahren bewegen (an einzelnen Stellen sogar weit über 50 Jahre reichen können), war es möglich, eine Wasserbilanz für das Gebiet zu erstellen, welche die simulierten Herkunftsanteile in der Form bestätigt.

Unter Berücksichtigung dieser Charakteristika ist es nun möglich, die ausgewiesenen Erklärungsmodelle genauer zu untersuchen. Ein Einfluss der Witterung auf das oberflächennahe Grundwasser kann über mehrjährige Schwankungen nachvollzogen werden, ein Zusammenhang mit dem am Brunnen geförderten Wasser allerdings nicht. Ebenso ist ein Zusammenhang zwischen der Nitratganglinie und der Entnahmerate nicht auszuschließen, kann allerdings auch nicht eindeutig verifiziert werden. Im Gegensatz dazu kann im dritten Erklärungsmodell der Landwirtschaft eindeutig ein Ursachenpotential zugewiesen werden, die über den N-Austrag berechneten Nitratwerte liegen durchgehend deutlich über den gemessenen. Die Differenzen zwischen den beiden bekannten Landnutzungssituationen reichen allerdings nicht für ein alleiniges Erklärungspotential bezüglich der Nitratbelastung.

Als Schlussfolgerung kann festgehalten werden, dass die Landwirtschaft mit Düngepraxis die Hauptquelle der Nitratbelastung darstellt. Weiterhin liegt nun die Vermutung nahe, dass die Nitratganglinie nicht nur von Änderungen im Nitrateintrag über die Periode des Untersuchungszeitraumes hinweg beeinflusst wird, sondern zu einem Großteil auch durch ältere Wässer aus den tieferen Aquiferschichten, die eine geringere Nitratbelastung aufweisen als die oberflächennahen. Da diese aber mit fortschreitender Zeit mehr und mehr durch neu gebildete, höher belastete Wasserpakete ersetzt werden, ist effektiv mit einem weiteren Nitratanstieg zu rechnen.

Stichworte:

Nitrat ● Nitratbelastung ● Grundwasser ● Stickstoffauswaschung ● Grundwassermodell

Extended English Summary

The development of the nitrate contamination in the raw water of the waterworks of Hausen a. d. Möhlin – a hydrologic - model technical investigation

The 2001 amendment of the German ordinance regulating the compensations of water protection areas in terms of the nitrate contamination (SchALVO), lead to various new criteria for the classification of waterworks. The waterworks of Hausen a. d. Möhlin offer water, which is relatively unencumbered of nitrate contamination. Nevertheless, a rise of the concentration at some of the wells since 2000 implicates the decision of whether to classify the waterworks as a higher problem category. Considering these prospects, the waterworks company badenova AG und Co. KG requested the Institute of Hydrology of the University of Freiburg, as well as the GIT Hydros Consult GmbH to investigate possible causes of the nitrate contamination. Furthermore, it gives information whether this rise is a short-term phenomenon, or whether a continuous rise has to be feared.

The investigation area is located in the southern Upper Rhine Valley, about 15km southwest of Freiburg i. Br., Germany. Mighty quaternary brash, deposited by the Rhine and its lateral feeder rivers, include one of Europe's most significant groundwater systems. Due to the climatic favoured location of the region, as well as the presence of heavy loess-soils with high water capacity, the region shows intensive agricultural cultivation, using a part of 60% of the total area. Together with the water supply and distribution, a conflict in utilization is emerged, that has already existed for decades.

Many studies approach this problem considering the agriculture as the main source for nitrate input into the groundwater, without checking other possible causes. In contrary, the present paper aims to delineate possible sources of the nitrate concentration in order to either quantify the influence or exclude them as irrelevant. Therefore, a choice of sources has been made, considering the specific characteristics of this region. Subsequently, the assorted components are combined into three explanation models: (a) climatic influences during the period of examination as

a possible causation for the observed fluctuations in the concentration curve; (b) the extraction practice of the pumping wells as a potential explanation for the rise of the concentration; (c) the nitrogen eluviations from the agriculture in consideration of unchanging cultivation practice and area-specific, professional fertilizing methods. As a significant coherence with the nitrate curve is not assumed to arise at the first two explanation models, and they therefore can be seen more like exclusion models that give way to the third, integral approach. This third model (c) includes various components: among the cultivated species, their specific nitrogen balance, the groundwater recharge as well as the soil type are taken in account.

Through an existing flow- and transport model of the observed region, it was in a first step possible to mark the actual catchments of the single wells of the waterworks, which partly overlap each other extensively. Via the various input-boundary conditions and an inverse tracer simulation, it was then possible to display the various portions of water, contributing to the entire groundwater. The displayed portions are the infiltration of the rivers, the extensive groundwater recharge and the lateral, subterranean influx from the slopes of the Black Forest. As assumed from other studies, the investigation area shows with more than 50% a large portion of river infiltration, which can be linked with the low nitrate concentration compared with surrounding areas. The extensive groundwater recharge shares the second largest portion in the total amount causing about 45% of the whole water, whereas the lateral influxes can almost be neglected with a portion of less than 5%. Among statements about the residence time in the groundwater, that reaches a mean 12 to 36 years (but can extend up to way more than 50 years in some deep parts of the aquifer), it was possible to create a water balance for the area, that approves the before displayed water portions.

In consideration of these characteristics, it was then possible to thoroughly investigate the assorted explanation models. A relation between a climatic influence and the near-surface groundwater via perennial fluctuations of both of the hydrographs could be implemented. However, the reproduction of a significant influence on the water extracted by the pumping wells failed. Likewise, coherence between the nitrate concentration and the pumping rate cannot be excluded, but cannot be clearly verified, either. In contrary, the third explanation model explicitly allots a causation capability to the agriculture. The nitrate concentrations calculated via the nitrogen-eluviations show values that are continuously above the observed ones. However, the differences between the two known land-use situations observed are not sufficiently high to give a potential explanation for the development of the nitrate contamination.

This leads to the conclusion, that agricultural fertilizing can be classified as the major reason for the present nitrate concentration in the raw water. However, the nitrate hydrograph is not only being influenced by changes in nitrate input occurring in the period of examination, but to a good portion by older waters of deeper aquifer layers, which show a lower nitrate contamination as the near-surface ones, due to less use of fertilizer at the time of generation. Since with proceeding time, these waters are more and more replaced by more recently generated, higher contaminated waters, a further rise of nitrate concentrations has to be counted with.

Keywords

nitrate ● nitrate contamination ● groundwater ● nitrogen eluviations ● groundwater model

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all jenen meinen Dank aussprechen, die mir bei der Erstellung dieser Arbeit zur Seite standen.

Prof. Dr. Christian Leibundgut danke ich für die Übernahme des Referats sowie Dr. Jens Lange für die Übernahme des Koreferats dieser Arbeit.

Anschließend sei hier den beteiligten Mitarbeiter der GIT Hydros Consult, meinen Betreuer Stephen Schrempp und Andreas Morhard gedankt, die mir in vielen Stunden intensiver Zusammenarbeit vielseitige und unermüdliche Anregung gegeben haben.

Des Weiteren möchte ich den übrigen Mitarbeitern der GIT Hydros Consult sowie des Instituts für Hydrologie mein Dank ausgesprochen, die jederzeit für kleinere und größere Probleme ein offenes Ohr hatten.

Herrn Martin Selz von der badenova AG und Co. KG sei gedankt, der mir mit seiner fachmännischen Meinung mehrmals zur Seite stand.

Meinen Kommilitonen, meinen Freunden und besonders meiner Freundin Nora, die sich die Zeit genommen haben, die Arbeit Korrektur zu lesen und mir während zahlreichen Höhen und Tiefen stets beiseite standen, möchte ich hier auch meinen herzlichen Dank sagen.

An letzter und wichtigster Stelle gebührt mein größter Dank meinen Eltern für ihre uneingeschränkte Unterstützung in jeglicher Hinsicht, die ich während des Studiums und der Diplomarbeit von ihnen erhalten habe.

1 Einleitung

Seit der Entwicklung immer effizienterer und gezielt einsetzbarer künstlicher Düngemittel für die Landwirtschaft in den Jahrzehnten nach dem Zweiten Weltkrieg stieg seit den 60er Jahren auch die Menge an künstlich in den Boden eingebrachten Stickstoffs immer weiter an. Zeitgleich wuchs auch die Menge an ausgewaschenem Nitrat ins Grundwasser, bemerkbar an steigenden Konzentrationen im geförderten Brunnenwasser. Nach jahrelanger kontroverser Diskussion galt erst ab Mitte der 80er Jahre die Landwirtschaft als Hauptverursacher der Nitratbelastung des Grundwassers (*Finck* und *Haase*, 1987), was 1986 zur Festlegung des Grenzwertes für Nitrat auf 50mg/l, sowie 1987 zum Erlass der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) führte.

Auch im schon seit langem landwirtschaftlich sowie wasserwirtschaftlich intensiv genutzten Oberrheingraben war ein kontinuierlicher Anstieg der Nitratwerte im Grundwasser zu beobachten, was vor allem wegen Überschreitungen des Grenzwertes für Trinkwasser zu konkreten Problemen in der Wasserwirtschaft führte. Auflagen der Gemeinde, Sanierungskonzepte und erhöhte Kosten zur Wasseraufbereitung bei zu hohen Nitratwerten waren die Folge, so dass heutzutage nicht nur Wasserwirtschaftsunternehmen sehr daran interessiert sind, möglichst genaue Kenntnis davon zu haben, wie sich die Nitratbelastung in den nächsten Jahren entwickelt.

Das Grundwassersystem des Oberrheingrabens – eines der bedeutendsten Europas – ist seit geraumer Zeit bereits Gegenstand vieler Untersuchungen. Im Jahr 1998 wurde am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg ein Strömungs- und Stofftransportmodell entwickelt, das die hydrogeologischen und hydraulischen Verhältnisse der Staufener Bucht, welche das Wasserwerk Hausen mit einschließt, relativ gut wiedergibt. Auf Grundlage der überarbeiteten, verbesserten Version dieses Modells von 2001 ist es nun Gegenstand dieser Arbeit, eine grundsätzliche Analyse der Entwicklung des Nitratgehaltes im Rohwasser des Wasserwerks Hausen durchzuführen, und somit zu klären, inwiefern der beobachtete Anstieg tatsächlich ein Problem für die Zukunft darstellt.

2 Problemstellung und Zielsetzung

2.1 Problemstellung

Der Oberrheingraben ist neben seiner Funktion als bedeutendes Grundwasservorkommen und die daraus resultierende Nutzung als Trinkwasserressource zudem als landwirtschaftlich sehr ertragreiches Gebiet bekannt, was neben seiner klimatischen Gunstlage nicht zuletzt an den fruchtbaren Lößböden mit großer Wasserspeicherkapazität liegt. Hier jedoch findet sich bereits der Grund für einen bereits Jahrzehnte andauernden Interessenskonflikt zwischen der Erfolgserwartung an eine ertragreiche Landwirtschaft und den Anforderungen an einen nachhaltigen Ressourcenschutz.

Mit der letzten Novellierung der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) vom 01. März 2001 (*GB1*, 2001) kam in Bezug auf die Immission von Nitrat ins Grundwasser die Neuerung hinzu, die Rohwassermessstellen in „ogL"-Gebiete (ordnungsgemäße Landwirtschafts-Gebiete), Problemgebiete und Sanierungsgebiete einzustufen. Die Einstufungskriterien ergeben sich aus der Nitratkonzentration im Grundwasser und sind wie folgt geregelt (*Haakh*, 2001):

Tabelle 2.1: Einstufungskriterien für Rohwassermessstellen gemäß SchALVO-Novllierung von 2001.

ogL-Gebiet	• Nitratkonzentration < 35mg/l
Problemgebiet	• Nitratkonzentration > 35mg/l über die Dauer von zwei Jahren • Nitratkonzentration > 25mg/l + über drei Jahre mittlere jährliche Zuname um 0,5mg/l
Sanierungsgebiet	• Nitratkonzentration > 50mg/l über die Dauer von zwei Jahren • Nitratkonzentration > 40mg/l + über drei Jahre mittlere jährliche Zunahme um 0,5mg/l

Bei vier der sechs Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen ist nun in den letzten Jahren der Fall eingetreten, dass die Nitratkonzentration Werte über 25mg/l aufweist und zugleich eine jährliche Zunahme um 0,5mg/l zu beobachten ist (siehe hierzu auch Kapitel 5), so dass auf Grund dessen die Entscheidung ansteht, diese Gebiete als „Problemgebiete" klassifizieren zu müssen oder nicht.

2.2 Zielsetzung

Der Betreiber des Wasserwerks, die badenova AG & Co. KG, beauftragte im Frühjahr 2005 das Institut für Hydrologie der Universität Freiburg und die GIT Hydros Consult GmbH, mögliche Ursachen des Nitratanstiegs in den Förderbrunnen zu untersuchen und gemäß ihrer Plausibilität zu bewerten. Es stellt sich nun bezüglich der anstehenden Entscheidung einer Klassifizierung die Frage, ob der beobachtete Nitratanstieg nur ein kurzfristiges Phänomen ist, oder ob ein weiterer Anstieg befürchtet werden muss.

Auch wenn die Großregion Freiburg im landesweiten Vergleich in Bezug auf den Flächenanteil der Problem- bzw. Sanierungsgebiete noch am besten abschneidet (Abbildung 2.1), so gehören die an das Wasserwerk Hausen angrenzenden Wasserwerke Krozinger Berg und Bremgarten bereits zu den als „Sanierungsgebiete“ auszuweisenden Bereichen. Da diese Gebiete demselben Grundwassersystem zuzuordnen sind wie das betrachtete Wasserwerk Hausen, und auf Grund einer hohen hydraulischen Leitfähigkeit in diesem Aquifer ein Wasseraustausch durchaus möglich ist, besteht am Wasserwerk Hausen erhöhter Grund zur Vorsicht.

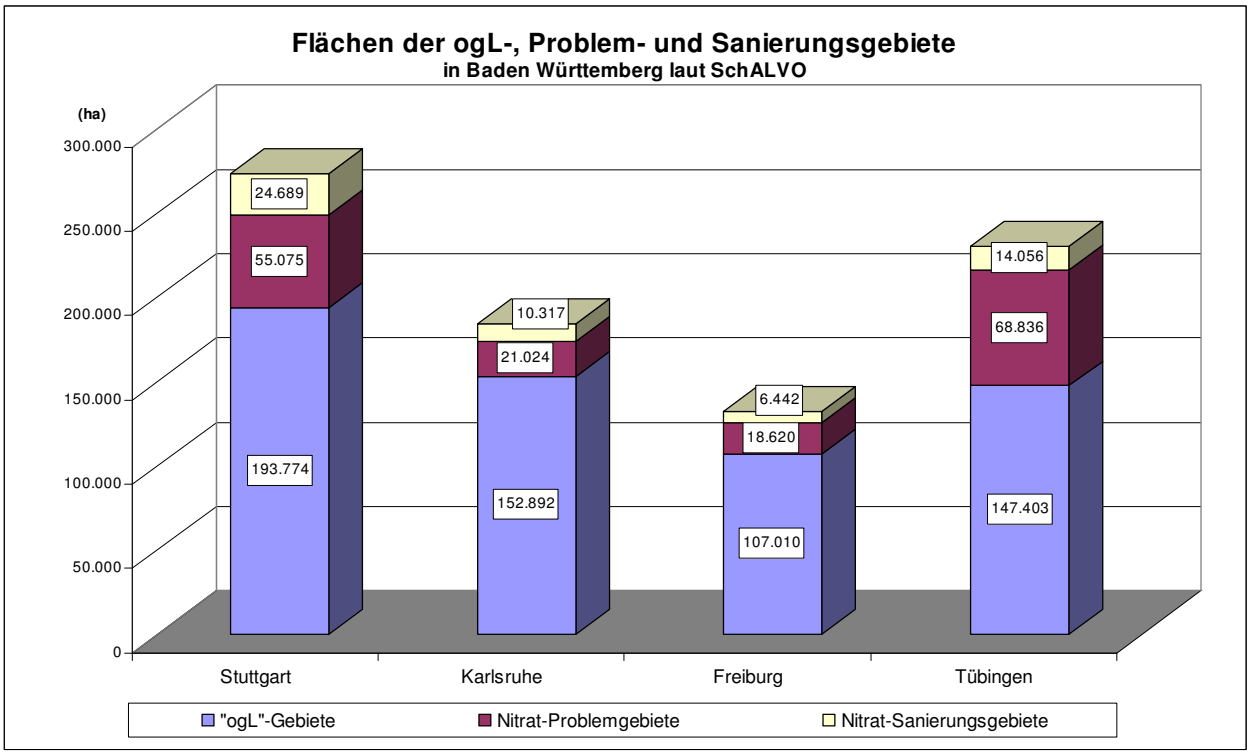

Abbildung 2.1: Flächen (ha) der Sanierungs-, Problem- und ogL-Gebiete in Baden-Württemberg; verändert nach Haakh (2001).

In der vorliegenden Arbeit soll nun untersucht werden, welche Faktoren als Ursachen für den Nitratanstieg in Betracht kommen bzw. welche Faktoren man dafür ausschließen kann. Als eines der Hauptwerkzeuge dient dabei das bestehende Grundwassermodell der Staufener Bucht, welche das Wasserschutzgebiet Hausen mit einschließt. Das von *Peter* (1998) entwickelte und von *Morhard* (2001) fortgeführte Strömungs- und Stofftransportmodell wird in der vorliegenden Untersuchung dafür verwendet, die Nitratdynamik im Grundwasser nachzuvollziehen und zu quantifizieren. Auf Grund dessen lassen sich unabhängig vom bestehenden Wasserschutzgebiet die Teileinzugsgebiete der einzelnen Wasserwerksbrunnen ausweisen, was eine detaillierte Analyse der Faktoren zulässt, welche gebietsspezifisch Einfluss nehmen auf die bestehenden Brunnen.

Langjährige Datenreihen aus vergangenen sowie noch laufenden Untersuchungen stellen eine umfangreiche Grundlage für die vorliegende Arbeit dar, mittels derer eine Analyse der Zusammenhänge zwischen einzelnen Faktoren untereinander durchführbar wird. Dadurch wird es ansatzweise möglich, aus einem derart komplexen System bestehend aus Landwirtschaft, Klima und Grundwassernutzung zusammenhängende Schlüsse zu ziehen.

3 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

3.1 Lage und räumliche Abgrenzung

Das in der vorliegenden Arbeit untersuchte Wasserwerk Hausen liegt etwa 15km südwestlich von Freiburg im Breisgau (Baden-Württemberg) und umfasst sechs Förderbrunnen. Im Rahmen dieser Untersuchung werden fünf davon betrachtet, Nr. A2, A3, A4, B1 und B4, welche sich ca. 1km westlich des Dorfes Hausen an der Möhlin befinden. Daten zur exakten Bezeichnung und Position der Brunnen können aus Tabelle A 1 im Anhang entnommen werden.

Das für die durchgeführte Grundwassersimulation betrachtete 103km² große Modellgebiet erstreckt sich vom Schwarzwaldrand über die Staufener Bucht und den inneren Rheingraben bis zum Rhein und wird detailliert von *Morhard* (2001) und *Peter* (1998) beschrieben. Das in vorliegende Arbeit ausgewiesene Einzugsgebiet des Wasserwerks Hausen ist Teil des oben erwähnten Modellgebietes und befindet sich fast vollständig im hydrogeologisch klar begrenzten Teilbereich der Staufener Bucht. Obwohl die betrachteten Brunnen ungefähr 2km westlich der Begrenzungslinie Innere Rheingrabenverwerfung liegen, sowie ca. 20% des ausgewiesenen Einzugsgebietes dem inneren Rheingraben zuzuordnen sind, erhalten sie dennoch ihren Hauptzustrom aus südöstlicher Richtung, d. h. aus der Staufener Bucht selbst.

Das Wasserschutzgebiet des Wasserwerks Hausen ist mit einer Gesamtfläche von 3879ha mehr als doppelt so groß wie das Untersuchungsgebiet (1680 ha), welches sich fast vollständig innerhalb der Schutzgebietsgrenzen befindet. Es fallen davon 745ha auf die Schutzzone IIIa im Bereich um die Brunnen, 3134ha auf die Schutzzone IIIb im Zustrombereich der Staufener Bucht.

3.2 Geologische Einordnung des Untersuchungsgebietes

Hydrogeologisch bedeutsam für das Untersuchungsgebiet sind die mächtigen Schotterablagerungen, welche im Quartär durch das Flusssystem des Rheins sowie durch dessen laterale Zuflüsse sedimentiert wurden. Vor allem die jungen, wenig verwitterten und gut durchlässigen Sedimente der letzten beiden Kaltzeiten ermöglichen eine intensive wasserwirtschaftliche Nutzung. Die darunter liegenden altpleistozänen Ablagerungen weisen eine große Speicherkapazität auf und können auf Grund dessen erhebliche Bedeutung für Wasserhaushalt und Stoffumsatz erlangen.

Wegen ihrer geringen Transmissivitäten tragen sie jedoch nur bedingt zu der in den Brunnen des Wasserwerks Hausen geförderten Wassermenge bei (*Morhard*, 2001).

Ausführliche Beschreibungen zur Geologie des Einzugsgebietes des Wasserwerks Hausen gibt *Peter* (1998). An dieser Stelle erwähnenswert ist die Innere Rheingrabenverwerfung, die hydrogeologisch die Staufener Bucht vom Inneren Rheingraben trennt und in Nord-Süd-Richtung durch das Untersuchungsgebiet verläuft.

3.3 Klimatische Verhältnisse

Klimatisch liegt das Untersuchungsgebiet in einer klaren Gunstlage: Die mittlere Jahrestemperatur von fast 10°C führt zu über 1800 jährlichen Sonnenstunden, was das Gebiet zu einem der wärmsten Deutschlands macht. Der mittlere Gebietsiederschlag für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Hausen wurde von *Schneider* (1987) zu 750mm/a berechnet, wobei die Niederschläge während des hydrologischen Sommerhalbjahres (Mai – Okt.) in einer Größenordnung von 450mm die hydrologischen Winterniederschläge (Nov. – Apr.) in Höhe von 300mm deutlich übertreffen. Der mittlere Jahresdurchschnitt variiert jedoch über die Breite des Oberrheingrabens zwischen weniger als 500mm/a in Colmar im Lee der Vogesen, bis hin zu 850 – 900mm/a am Schwarzwaldrand. Die potentielle Evaporation bestimmt *Schneider* (1987) basierend auf der Methode nach Thornthwaite & Mather auf 670mm/a, *Morhard* (2001) berechnet die aktuelle Verdunstung für das Untersuchungsgebiet zu 510mm/a.

In Bezug auf die Windverhältnisse kommt speziell im südlichen Oberrheingraben neben den in den mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre vorherrschenden Westwinden ein regionaler Windeffekt zum tragen: Durch die Vogesen beeinflusst entsteht durch die so genannte Burgundische Pforte eine Art Düseneffekt, der hauptsächlich südliche Windrichtungen dominieren lässt.

3.4 Hydrologie und Hydrogeologie

3.4.1 Oberflächengewässer

Die zwei Vorfluter im Untersuchungsgebiet sind die Flüsse Neumagen und Möhlin, die das Gebiet aus dem Schwarzwald kommend in nordwestlicher Richtung durchlaufen und sich kurz vor der Gemeinde Hausen vereinigen. An den Pegel Oberambringen und Untermünstertal, welche sich noch vor Eintritt der Flüsse in das Untersuchungsgebiet befinden, wurde im Zeitraum von 1987-2002 ein mittlerer Abfluss von 0,5m³/s für die Möhlin und 1,7m³/s für den Neumagen ermittelt. Die Abflussspenden weisen Werte von 11,3l/s/km² (Möhlin) und 25,3l/s/km² (Neumagen) auf, während die Regime beider Flüsse als nivo-pluvial angesehen werden können. Es sind relativ große Schwankungen im Abfluss möglich, die Variationskoeffizienten erreichen 76% bei der Möhlin und 61% beim Neumagen.

Nach Erreichen des Untersuchungsgebietes und der dortigen quartären Schotterflächen unterliegen die Gewässer einem hohen Infiltrationsverlust in den Aquifer auf Grund durchlässiger Deckschichten und Grundwasserständen unterhalb der Gewässersohle. Dadurch hat der Prozess der Uferfiltration aus dem Gerinne erheblichen Anteil an der gesamten Grundwasserneubildung. Daneben ist ebenfalls die qualitative Beschaffenheit von zentraler Bedeutung, da das im Vorfluter geführte Wasser größtenteils in kristallinen, naturnahen und bewaldeten Gebieten gebildet wird und vor allem in Hinblick auf den Nitratgehalt mit Werten von ca. 10mg/l relativ unbelastet ist. Im Vergleich zu dem stärker nitratbelasteten Sickerwasser unter den landwirtschaftlich genutzten Kulturflächen ergibt sich dadurch ein deutlich positiver Verdünnungseffekt des Uferfiltrats.

Im Bereich des Wasserwerks kreuzt der Seltenbach das Untersuchungsgebiet, welcher Teil eines anthropogen geprägten Grabensystems ist. Insgesamt weisen diese Bäche geringe Wasserführung auf und sind zudem ebenfalls von Verlusten durch Uferfiltration ins Grundwasser betroffen. Daher versickern sie über große Zeiträume hinweg häufig fast vollständig, bevor sie die Rheinaue erreichen.

Der Rhein als Hauptvorfluter der Möhlin hat kaum Einfluss auf das Untersuchungsgebiet. Trotz guter hydraulischer Anbindung an das Grundwassersystem der Staufener Bucht herrschen auf Grund der Eintiefung des Rheins in Folge wasserbaulicher Maßnahmen sowie der geringen im Restrhein verbleibenden Wasserführung von 30 bis 40m³/s auf Höhe des Untersuchungsgebietes

vorwiegend effluente Verhältnisse. Lediglich bei starken Hochwassersituationen ist eine Infiltration aus dem Rhein in das Grundwasser zu beobachten. (*Morhard*, 2001)

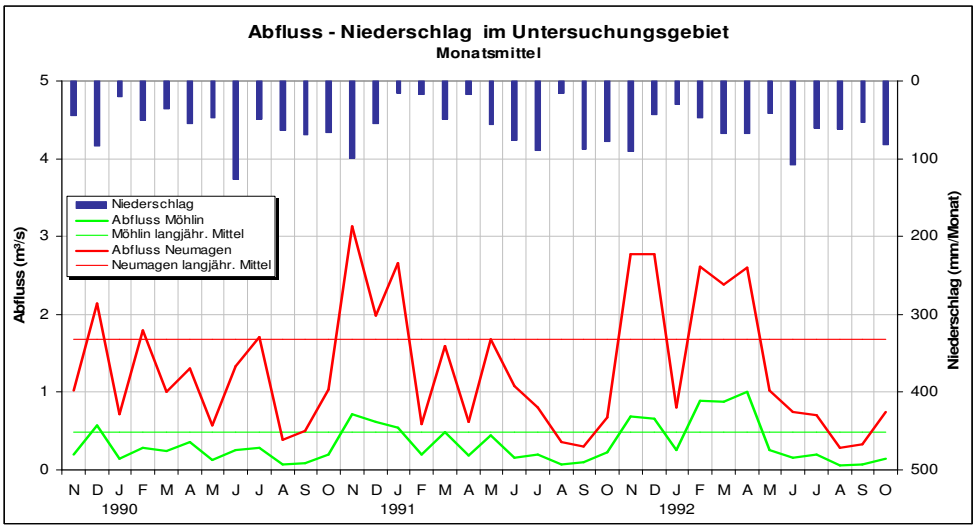

Abbildung 3.1 Abfluss von Möhlin und Neumagen (Monatsmittel und langjähriges Mittel aus dem Zeitraum 1987-2002) und Gebietsniederschlag (aus arithmetischem Mittel).

3.4.2 Grundwasser

Der mächtige quartäre Schotterkörper des Oberrheingrabens stellt eines der bedeutendsten oberflächennahen Grundwasservorkommen Mitteleuropas dar (*Auckenthaler*, 1998). Allerdings ist auch erhöhte Gefahr durch anthropogene Kontaminationen gegeben, die im Untersuchungsgebiet hauptsächlich der intensiv betriebenen Landwirtschaft entstammen (*Peter*, 1998).

Wie bereits in Kapitel 3.2 erwähnt entfällt die wasserwirtschaftliche Hauptnutzung im Grundwassersystem auf die jungquartären Schotter, wobei auch die stärker verwitterten altquartären Schotter mit Grundwasser gefüllt sind. Hier ist allerdings auf Grund niedriger Transmissivitäten eine wasserwirtschaftliche Nutzung mit vertretbarem Aufwand nur in günstiger Lage und durch größere Anlagen möglich. Große Bedeutung erlangen diese Alten Schotter jedoch wegen ihrer Mächtigkeit und des hohen gespeicherten Wasservolumens für Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Stoffumsatz.

Infolge der hohen Durchlässigkeiten auch der jüngsten holozänen Ablagerungen herrschen im Untersuchungsgebiet ausschließlich ungespannte Verhältnisse. Einzelne Lößabdeckungen auf

den Schwarzwaldschwemmfächer werden wegen großer Flurabstände von durchschnittlich 6-8 Meter vom Grundwasser nicht erreicht (*Peter*, 1998).

Die bereits in Kapitel 3.2 beschriebene geologische Zweiteilung des Untersuchungsgebietes in Staufener Bucht und innere Rheingrabenzone überträgt sich auch auf die hydrogeologischen Verhältnisse: Beide Regionen sind ebenfalls deutlich als zwei unterschiedliche Grundwasserregionen zu klassifizieren. Im geringer mächtigen Grundwasserkörper der Staufener Bucht findet ein Abstrom mit einem Gefälle von 10‰ in nordwestlicher Richtung statt, während westlich der inneren Rheingrabenverwerfung ein abrupter Anstieg der Sedimentmächtigkeit und eine Ablenkung des aus der Staufener Bucht zuströmenden Wassers in nördliche Richtung erfolgt. Die Fließrichtung folgt hier weitgehend dem Verlauf des Rheins und ist mit einem geringen Gefälle von 2‰ nach Norden gerichtet (*Morhard*, 2001).

Die Grundwasserdynamik im weiten Bereich um die Versorgungsbrunnen des Wasserwerks Hausen variiert nur wenig. Die Jahresmittel der beobachteten Grundwasserstände weisen – selbst für ausgesprochen feuchte oder sehr trockene Jahre – Schwankungen von etwa 0,5 bis 0,6 Meter um den langjährigen Mittelwert auf, die Differenz innerhalb eines Beobachtungsjahres zwischen Jahresmaximum und Jahresminimum ist mit Durchschnittswerten um 0,75 Meter gering; in Jahren ausgeprägter Dynamik in Folge erhöhter Grundwasserneubildung kann diese Differenz ausnahmsweise bis 1,5 Meter betragen (*Morhard*, 2000).

Neben der Grundwasserneubildung aus Niederschlag ist die dominierende Inputgröße im Grundwassersystem der Staufener Bucht die Uferinfiltration aus den Oberflächengewässern. Laut *Junker* et al. (1977) hat sie einen Anteil von 58% am Gesamtinput, während der schwarzwaldbürtige Randzufluss nur rund 0,6% ausmacht. Im Zuge dieser Arbeit werden allerdings auf das Einzugsgebiet des Wasserwerks Hausen spezifizierte eigene Berechnungen bezüglich Herkunft und Anteile des Grundwassers durchgeführt, welche in Kapitel 6.3 ausführlich dargestellt werden.

3.5 Böden

Die folgenden Ausführungen zu den Bodencharakteristiken im Untersuchungsgebiet lehnen an die detaillierten Darstellungen von Bodentypen und Bodenwasserhaushalt in *Eberle* (1999) an. Demnach lässt sich das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit klassifizieren in

- Böden auf Löß und Schwemmlöß sowie
- Böden auf den kristallinen Schwemmfächersedimenten im Bereich holozäner Auen.

Böden auf Löß und Schwemmlöß

Böden auf Löß und Schwemmlöß befinden sich im südöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes zwischen den Talauen der Flüsse Neumagen und Möhlin. Die Bodenentwicklung verläuft gemäß der so genannten Mergelserie, beginnend mit dem Carbonat-Lockersyrosem (*Ai / lC*). Nach fortschreitender Entkalkung, Humusakkumulation und Gefügebildung bildet sich daraus die Pararendzina (*Ah / lC*), die mit z. T. sehr humosem Oberboden und günstigen physikalischen Eigenschaften auch des gut durchwurzelbaren Rohlösses eine beachtliche Wasserspeicherkapazität aufweist. Nach vollständiger Entkalkung des Oberbodens setzt die Tonverlagerung ein, welche anschließend zur Bildung der Parabraunerde führt (*Ah / Al / Bt / lC*).

Der Bodenwasserhaushalt zeichnet sich in diesem Bereich dadurch aus, viel pflanzenverfügbares Wasser speichern zu können. Die nutzbare Feldkapazität liegt fast durchweg über 200mm/m (Abbildung 3.2), während die Wasserdurchlässigkeit im diesem Gebiet wegen fehlender Grob- und Makroporen mit 10-40cm/d als relativ gering einzustufen ist.

Böden im Bereich holozäner Auen

Die Auenböden befinden sich im Untersuchungsgebiet vor allem entlang der Möhlin und im Schwemmfächer des Neumagen. Die Lößauflagen sind in diesen Bereichen bis auf die Sedimente des kristallinen Schwemmfächers abgetragen und es erfolgte durch holozäne Auendynamik eine ausgeprägte Umlagerung von Bodenmaterial mit Ablagerungen von Substrat unterschiedlicher Korngröße, abhängig von den jeweiligen räumlich und zeitlich stark variierenden Sedimentationsbedingungen.

Angefangen von der inneren Staufener Bucht mit vorwiegend flachgründigen, sand- und kiesreichen reliktischen Vegen und Paternien wird das Auensediment mit zunehmender Entfernung zum Schwarzwald feinkörniger, was tiefgründige, lehmige Böden hervorruft. Am Rand der Staufener Bucht greifen die holozänen Ablagerungen dann tief in die Rhein-Niederterrasse hinein

und überlagern dort die alpinen Schotter. Rohboden in den Auen ist die Rambla (*aAi / alC / a-Go*), die neben den Flussläufen in Gebieten mit häufigen Überschwemmungen zu finden ist. Auf Grund weiterer Humusakkumulation entwickelt sich daraus zunächst die Paternia (*aAh / ailC / aGo*), bevor anschließend durch am Ort stattfindende Verwitterungsprozesse mit Verlehmung und Verbraunung die Vega entsteht (*Ah / Bv / aGo*).

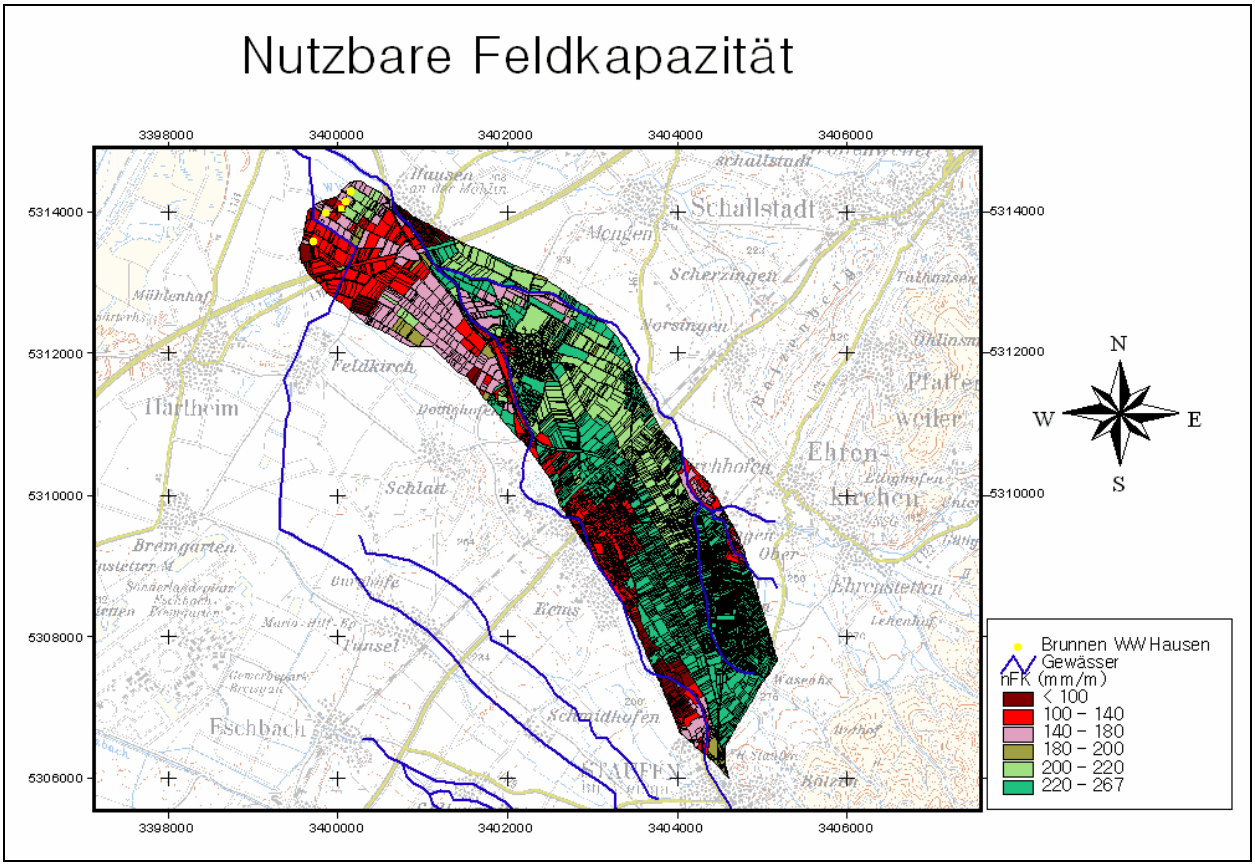

Abbildung 3.2: Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im Untersuchungsgebiet.

Entsprechend der Substrat- und Bodenentwicklung zeigen auch die Kenngrößen des Bodenwasserhaushaltes im Untersuchungsgebiet einen deutlichen Gradienten von Ost nach West. Generell sind auf Grund größerer Sand- und Kiesanteile die Werte für die nutzbare Feldkapazität geringer und für die Durchlässigkeit höher als in den umliegenden Lößböden (Abbildung 3.2).

3.6 Landnutzung

Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet ist hauptsächlich durch Landwirtschaft (64%) geprägt, während der Flächenanteil von Grünland und Wald (15%) und Gewässer (2%) eine eher untergeordnete Rolle spielen (Abbildung 3.3). Der relativ hohe Anteil an Siedlungsfläche (knapp 20%) lässt sich darauf zurückführen, dass das Untersuchungsgebiet Teile der Ortschaften Hausen a. d. Möhlin, Biengen, Bad Krozingen und Staufen mit einschließt und zudem ein ausgeprägtes Straßensystem aufweist, welches neben Land- und Bundesstrassen zudem die Autobahn A5 inklusive Ab- und Zufahrt umfasst.

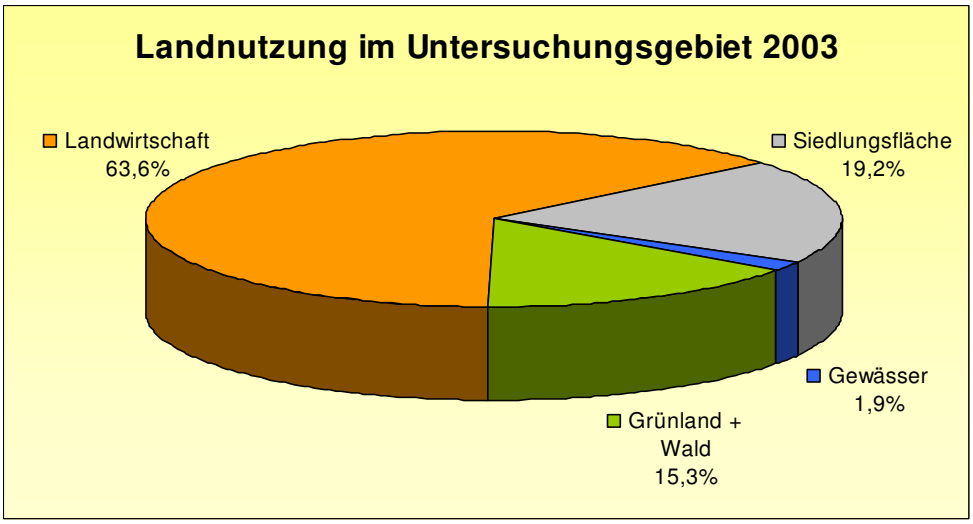

Abbildung 3.3: Landnutzung im Untersuchungsgebiet 2003.

Für eine differenzierte Betrachtung der landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden auf Grundlage der Landnutzung 2003 die in Abbildung 3.4 dargestellten Flächenanteile ermittelt. Demnach dominiert hier klar die Kulturart Mais (hauptsächlich Körnermais und Saatmais) mit 70% Nutzfläche. Die übrigen konventioneller Weise angebauten Feldfrüchte weisen bereits einen deutlich geringeren Flächenanteil auf, 11% der Ackerflächen nehmen hier diverse Getreidesorten (vorwiegend Weizen und Gerste) ein, den Hackfrüchten bestehend aus Kartoffeln und Zuckerrüben beispielsweise kommt ein Anteil von 8% zu, die übrigen Früchte bleiben hier ohne nennenswerten Flächenanteil. Mit 88,5ha genutzter Fläche (entspricht ca. 8% Flächenanteil) kommt den Sonderkulturen im Untersuchungsgebiet noch eine besondere Beachtung zu, da es sich bei diesen Kulturen in Hinblick auf das Nitratauswaschungspotenzial um einigermaßen problematische Arten handelt. Die Sonderkulturen bestehen aus den Früchten Spargel (74%), Tabak (16%) und Erdbeeren (10%).

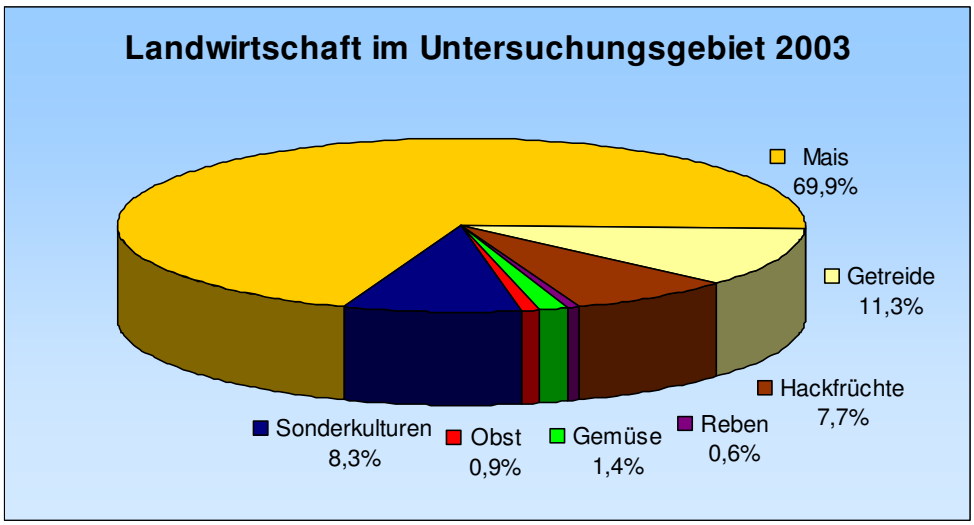

Abbildung 3.4: Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet 2003.

3.7 Fazit

Ein Grund für die bedeutende Funktion des Oberrheingrabens als Grundwassersystem liegt in den mächtigen quartären Schottern, welche auf fluvialen Ablagerungen des Rheins beruhen. Auf der anderen Seite ermöglichen zum Teil mächtige Lößböden verbunden mit der klimatischen Gunstlage exzellente Voraussetzungen für Landbewirtschaftung. Diese nimmt im Untersuchungsgebiet auch einen Flächenanteil von über 60% ein, wobei mit 70% der Großteil davon auf die Kulturart Mais fällt. Daneben kommt den Sonderkulturen eine besondere Bedeutung zu, die auf Grund der großen Mengen an Stickstoffdünger ein hohes Auswaschungspotenzial besitzen und daher in Hinblick auf die Nitratbelastung als problematisch anzusehen sind.

4 Methodische Vorgehensweise

4.1 Nitratproblematik im Grundwasser

Nitrat ist die Stickstoffverbindung, welche im Grundwasser am häufigsten vorkommt (*Burt*, 1993). Neben Nitrat kommt auch dem Anion Nitrit hygienische Relevanz zu. Da Nitrit allerdings auch durch natürlichen Abbau von Nitrat entstehen kann, liegt das Hauptaugenmerk nahezu vollständig auf Seiten des Nitrats. Zudem sind alle Nitratverbindungen sehr leicht wasserlöslich, so dass das Nitration, vergleichbar mit Chlorid, sehr mobil ist. Wenn es einmal aus dem Aufnahmebereich der Pflanzenwurzeln ausgewaschen ist, kann es nicht durch Ausfällung oder durch Adsorption bzw. durch Ionentauschvorgänge an den Untergrundmaterialien aus dem Wasser entfernt werden (*Rohmann* und *Sontheimer*, 1985).

Nitrat ist nicht nur die häufigste Stickstoffverbindung, sondern auch der am meisten vorkommende Schadstoff im Grundwasser (*Freeze* und *Cherry*, 1979). Grundwasserkontamination durch Nitrat ist ein weit verbreitetes Problem dessen Ursachen hauptsächlich im steigenden Gebrauch mineralischer Dünger, dem Umbruch von Grasland und der Beseitigung von organischem Material wie Stalldünger, Schlicke oder Klärschlamm liegt (*Burt*, 1993). Obwohl Nitrate im Wasser und in Lebensmitteln für den menschlichen Organismus relativ untoxisch sind, sind sie Voraussetzung für die Bildung von Nitrit und Nitrosaminen. Nitrit kann zur Methämoglobinämie, der für Säuglinge toxischen Blausucht, führen, während N-Nitroseverbindungen wie Nitrosamine als Kanzerogene angesehen werden. (*Bouwer*, 1995; *DVWK*, 1993; *Forth* et al., 1992) Im Jahr 1990 wurde deshalb der bundesweite Grenzwert für Nitrat im Grundwasser von 90 auf 50mg/l herabgesetzt (*TrinkwVO*). Neben der Problematik einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch Nitrat erkannte man in den 80er Jahren auch die Bedeutung des Nitrataustrags aus dem Grundwasser in Oberflächengewässer für die Eutrophierung von Gewässern. Seit dem wurden daher verstärkt Forderungen laut, das Grundwasser wegen seiner Bedeutung im Ökosystem und im Wasserkreislauf und nicht nur partiell als Trinkwasserressource zu schützen. (*Weingarten*, 1996)

Die natürliche Grundkonzentration an Nitrat in Gewässern wird bestimmt von der geochemischen Zusammensetzung des Grundwasserleiters, von der atmosphärischen Deposition (sowohl über den Niederschlag, als auch in trockener Form) sowie von der Mineralisierung des organischen Stickstoffvorrats humoser Böden und erreicht je nach Größe der Einflussfaktoren eine

Größenordnung von 5 – 15mg/l (*B.L.f.W.*, 2004). Die geologischen Mineralien als Nitratquelle wie z. B. Natriumnitrat $NaNO_3$ oder Kaliumnitrat KNO_3 haben ihren natürlichen Ursprung in ariden Klimabereichen und sind deshalb ohne Bedeutung für die Nitratgehalte in den Grundwässern hiesiger Breiten. Nitrat aus den Niederschlägen entsteht in erster Linie durch Auswaschung von Stickoxiden (NO_x), welche ihren Ursprung in den Emissionen von Kraftwerken, Kraftfahrzeugen und der Industrie haben, sowie in geringen Mengen auch durch elektrische Entladungen in der Atmosphäre bei Gewittern. Zudem besteht die Gefahr einer Auswaschung der trockenen Deposition durch den Niederschlag, d. h. der Ablagerungen auf der Vegetationsdecke während Trockenperioden (*Rohmann* und *Sontheimer*, 1985). Die organische gebundene Stickstoffmenge im Boden (N-Pool) hängt ab von Klima, Humusgehalt, Vegetation, Bodeneigenschaften sowie bei kultivierten Böden auch von Düngung und Bodenbearbeitung und steht in stabilen Ökosystemen im Gleichgewicht zwischen N-Gewinnen und N-Verlusten. Durch Mikroorganismen kann eine Mineralisierung zu Ammonium- und Nitrationen erfolgen, was hauptsächlich abhängt vom Bodenwasserhaushalt (Temperatur, C/N-Verhältnis, Wassergehalt, pH-Wert) und der Stickstoffdynamik im Boden (*Scheffer* und *Schachtschabel*, 1992).

Den anthropogenen Eintrag an mineralischem Stickstoff durch Düngung und Bodenbearbeitung aus der Landwirtschaft bezeichnet *Kobus* (1989) vor allem in ländlichen Gegenden als eine Hauptursache der Nitratbelastung im Grundwasser. Der ausgewaschene Stickstoff vergrößert den Gehalt des mineralisch vorliegenden Stickstoffs im Boden (N_{min}). N_{min} liegt hauptsächlich in den oben erwähnten Ionenformen Nitrat (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+) und Nitrit (NO_2^-) vor, wobei im Falle eines Stickstoffüberschusses vorwiegend dem Nitrat Bedeutung zukommt, da das negativ geladene NO_3^--Ion von den ebenfalls negativ geladenen Bodenkolloiden kaum sorbiert wird.

Resultierend daraus ist nun seit den 1950er Jahr mit dem gestiegenen Verbrauch an Düngemitteln deutlich eine Korrelation des Anstiegs der oberflächennahen Nitratkonzentration im Grundwasser zu sehen (*Nieder*, 1985). *Bouwer* (1995) schreibt allerdings in Bezug auf die Bilanzierung, dass zwar immer wieder versucht wurde, Beziehungen zwischen der Stickstoffdüngung und dem Nitrataustrag abzuleiten, dieses aber meist auf extremen Annahmen des Stickstoffeintrags beruhte. *Timmermann* et al. (1987) kommen daher zu dem Schluss, dass infolge des heterogenen Datenmaterials hinsichtlich der Standorte, der gewählten Methoden, der Bezugstiefe u. a. keine verallgemeinerungsfähige statistische Auswertung möglich ist. *Wohlrab* (1984) weist diesbezüglich darauf hin, dass auf Grund der komplexen wechselseitigen Beziehungen eine separate Betrachtung der Einflussfaktoren wenig zweckmäßig ist. Es ist infolgedessen vielmehr von einer

ganzheitlichen Betrachtungsweise auszugehen, um die Ursachen der Nitratbelastungen in einem Areal zu erfassen. Unter Berücksichtigung dieser Hinweise wird nun in den folgenden Kapiteln ein Lösungsansatz für die Nitratproblematik im Untersuchungsgebiet erörtert.

4.2 Lösungsansatz zur Nitratproblematik

Ausgehend von der allgemeinen Erkenntnis, die Hauptursache des Nitrateintages ins Grundwasser in der Landwirtschaft zu suchen und anderweitige Nitratquellen auszuschließen bzw. zu vernachlässigen, befassen sich die meisten Arbeiten nicht mit weiteren potentiellen Nitratquellen. Demzufolge nähern sich auch die meisten Sanierungskonzepte dem Problem von dieser Seite, nicht zuletzt aus dem Grund, da die Landwirtschaft im Gegensatz zu natürlichen Nitrateinträgen eine beeinflussbare und in gewissem Maße veränderliche Komponente darstellt. Befassen sich Arbeiten dennoch mit weiteren potentiellen Ursachen für den Nitrateintrag, so sind diese entweder die einzigen betrachteten Einflussfaktoren, während andere vernachlässigt werden, oder sie werden qualitativ mit einbezogen in das Zusammenspiel aller Faktoren, ohne im Detail auf die Auswirkungen des einzelnen einzugehen. Beispielhaft wären hier die Arbeiten von *Böddeker* (2002), *Feichtinger* (2002), *Peter* (1997), *Ploeg und Huwe* (1989) oder *Schneider* (1997) zu nennen.

In Anbetracht der Tatsache, dass die Nitratwerte am Wasserwerk Hausen bisher noch deutlich unter der Grenze von 50mg/l liegen, ist es momentan noch nicht von Nöten für das Schutzgebiet der betrachteten Brunnen ein Sanierungskonzept zu erstellen. Die Frage, welche sich bezüglich der momentanen Nitratbelastung stellt, ist, wie sich die Belastungssituation an den Förderbrunnen in den nächsten Jahren voraussichtlich entwickeln wird. Die Arbeit umfasst somit eine Untersuchung der Faktoren, welche als potentielle Ursache für den Anstieg des Nitratgehaltes gesehen werden können. Da die Nitratdynamik in der Realität jedoch abhängt von einem komplexen Zusammenspiel vieler verschiedener Faktoren, muss eine Entscheidung getroffen werden, welche dieser Faktoren in dem betrachteten Gebiet in Frage kommen. Im Sinne einer ganzheitlichen Herangehensweise gemäß *Wohlrab* (1984) ist es dabei erstrebenswert, möglichst viele Faktoren in Interaktion zu betrachten. Unter dieser Prämisse wurde eine Auswahl an Faktoren getroffen, welche in die Untersuchung der vorliegenden Arbeit mit eingeschlossen werden, und in folgende Erklärungsmodelle zusammengefasst werden können:

1. Witterung

Dieses Erklärungsmodells beruht auf der Annahme, dass Witterungsfaktoren die natürlichen Haupteinflussgrößen und Steuergrößen auf das Grundwasser darstellen. Es soll untersucht werden, ob signifikante Änderungen oder Besonderheiten der Witterungsverhältnisse für den beobachteten Anstieg bzw. die Dynamik der Nitratbelastung im geförderten Wasser verantwortlich gemacht werden können. Die dabei betrachteten Faktoren sind der Niederschlag und die aktuelle Evapotranspiration, welche verrechnet werden zur flächenhaften Grundwasserneubildung. Zudem wird die Uferinfiltration aus den Oberflächengewässern berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass mit feuchterer Witterung mehr Abfluss gebildet wird, was bei höheren Wasserständen auch zu größerer Infiltration ins Gerinnebett führt.

2. Entnahmepraxis

Als eine Komponente des anthropogenen Einflusses auf die Nitratbelastung befasst sich das Erklärungsmodell mit der Untersuchung möglicher Änderungen in der Betriebsweise der Brunnen und einen daraus möglicherweise resultierenden Einfluss auf die Belastungssituation. Unter Annahme sonst gleich gebliebener Einflussfaktoren kann somit geklärt werden, ob der beobachtete Nitratanstieg in den Brunnen ganz oder zumindest teilweise auf eine geänderte Betriebsweise der Brunnen zurückgeführt werden kann. Darüber hinaus wird des Weiteren untersucht, ob ggf. aufgrund des Probenahmeverfahrens mit Ungenauigkeiten in den gemessenen Nitratkonzentrationen zu rechnen ist, oder ob dieses auszuschließen ist.

3. Landnutzung

Nach einer Abgrenzung möglicher einzelner Ursachen auf die Nitratdynamik folgt im dritten Erklärungsmodell die Analyse des Zusammenspiels mehrerer Faktoren in der Landnutzung und Bewirtschaftung. Es liegt die Annahme zugrunde, dass durch eine Änderung der angebauten Kulturen und der dadurch verursachten Stickstoffauswaschung der Nitratgehalt im Grundwasser beeinflusst wird. In einer ersten Analyse soll hier untersucht werden, ob der flächenhaft ausgewaschene Stickstoff in seiner Gesamtmenge im Untersuchungsgebiet überhaupt einen derartigen Nitratgehalt verursachen kann, wie er vorzufinden ist. In einem zweiten Schritt wird anschließend geprüft, ob bei gleich bleibender Bewirtschaftungspraxis die Unterschiede der angebauten Kulturarten zwischen einzelnen Jahren, und die damit verbundene Änderung der flächenhaften Stickstoffauswaschung mit dem Gang der negativen Entwicklung der Nitratbelastung in den Förderbrunnen in Zusammenhang gebracht werden kann. Da die Landwirtschaft einen großen Teil der Landnutzung in diesem Gebiet einnimmt, ist von einer hohen Erwartung für einen Ein-

fluss auf den Nitratgehalt im Grundwasser zu sprechen, wie auch von *Schrempp* und *Morhard* (2001) bereits gezeigt wurde.

Da die Erklärungsmodelle 1 und 2 eher als Ausschluss-Untersuchung verstanden werden können, kann über die daraus zu erwartenden Resultate (d. h. kein signifikanter Einfluss auf die Nitratdynamik) sichergestellt werden, dass keine weiteren Faktoren die beobachtete Entwicklung beeinflussen.

4.3 Methodischer Ansatz

Der Ansatz für die gewählte Methodik unterteilt sich in zwei Bereiche. In einer ersten modelltechnischen Untersuchung wird das bestehende instationäre Strömungs- und Stofftransportmodell herangezogen, um Charakteristika des Grundwassersystems zu bestimmen, die als Basis für weitere Untersuchungen dienen. Im zweiten Teil folgt anschließend eine Untersuchung der aufgestellten Erklärungsmodelle.

Die Charakteristika des Grundwassersystems sind eine notwendige Grundlage für sämtliche weiteren Untersuchungen bezüglich der Nitratbelastung. Mit dem vorhandenen Strömungs- und Stofftransportmodell ist es möglich, diese Charakteristika zu erarbeiten. Um das betrachtete Grundwassersystem klar abzugrenzen, ist der erste essentielle Schritt, Kenntnis über die einzelnen Teileinzugsgebiete der Brunnen zu erhalten. Diese Gebietsausweisung ist über zwei verschiedene Werkzeuge des Grundwassermodells durchführbar, das „Particle Backtracking“, sowie einer inversen Stofftransportsimulation ausgehend von den jeweiligen Brunnen. Trotz dem Nachteil einer aufwendigeren Durchführung mit größeren Rechenzeiten ist letztere Methode dennoch zu bevorzugen, da „Particle Backtracking“ lediglich punktbezogene Informationen gibt und keine Dispersionsvorgänge berücksichtigt (*Diersch*, 2005).

In einem zweiten Schritt wird anschließend untersucht, aus welchen Anteilen der verschiedenen Input-Komponenten sich das gesamte Grundwasser zusammensetzt. Dies ist von Bedeutung hinsichtlich der Nitratbelastung einzelner Komponenten, welche in folgenden Analysen differenziert untersucht werden. Auch diese Untersuchung ist über das Grundwassermodell zu realisieren, indem in verschiedenen Modelldurchläufen die Stoffausbreitung simuliert wird, welche bei einer virtuellen Markierung jeweils einer Input-Randbedingung mit einer Konzentration von 100mg/l auftritt.

Ein weiteres wichtiges Charakteristikum des Grundwassersystems sind Informationen über Verweilzeiten im Grundwassersystem. Auch diese Informationen lassen sich über das Grundwassermodell erstellen, sind allerdings im Rahmen den Arbeiten von *Morhard* (2001) sowie von *Schrempp* und *Morhard* (2001) bereits erhoben worden. Mittels der vorher gewonnenen Kenntnis der Einzugsgebietsgrenzen ist es möglich, die vorhandenen Daten speziell für das Untersuchungsgebiet abzugrenzen.

Für eine umfassende Darstellung der Gebietseigenschaften ist es in diesem ersten Teil der Methodik abschließend notwendig, eine Wasserbilanz für das Untersuchungsgebiet zu erstellen. Sämtliche erforderlichen Komponenten des lateralen, unterirdischen Zu- und Abstroms aus dem Gebiet, sowie die Uferinfiltration und die Änderung des Gesamtaquifervolumens über den simulierten Zeitraum lassen sich über diverse Werkzeuge des Grundwassermodells und die dort verwendeten hydrogeologischen Parametern verifizieren: Für die Berechnung der Zu- und Abströme ins bzw. aus dem Gebiet stehen in FEFLOW die Werkzeuge „Budget Analyzer“ und „Fluid Flux Analyzer“ zur Verfügung, mittels derer man über die Einzugsgebietsgrenzen die Wasserströme berechnen kann. Uferinfiltration, Grundwasserneubildung und laterale Randbedingungen sind bekannte Inputgrößen, und das Gesamtvolumen lässt sich über den spezifischen Speicherkoeffizienten (S_s) in Verbindung mit der Mächtigkeit jedes Finiten Elements ermitteln. Zu Berücksichtigen sind dabei die unterschiedlichen Werte des S_S in alten und neuen Schottern des Aquifers.

Der zweite Teil des methodischen Ansatzes umfasst die eigentliche Untersuchung der aufgestellten Erklärungsmodelle unter Berücksichtigung der zuvor ausgewiesenen Charakteristika des Grundwassersystems. Im ersten Modell über den Einfluss der Witterung werden die Ganglinien des Sickerwassers sowie der Uferinfiltration im Untersuchungszeitraum dahingehend analysiert, ob es signifikante Änderungen gegeben hat, welche hinsichtlich ihrer Intensität Auswirkungen auf den Nitratgehalt im Grundwasser haben könnten. Betrachtet wird sowohl ein Zusammenhang mit den Vorfeld-Messstellen als auch mit den einzelnen Förderbrunnen. Zudem wird eine etwaige flächenhafte Verteilung beider Größen berücksichtigt, um differenziert für einzelne Messstellen mögliche Höhen oder Tiefen der Ganglinie in Betracht ziehen zu können.

Für eine Bewertung des Einflusses der Entnahmepraxis auf die Nitratbelastung an den Förderbrunnen stehen verschiedene Datensätze zur Verfügung. Die Analyse der zeitlichen Änderung

des Nitratgehaltes innerhalb der ersten drei Stunden nach Beginn des Pumpbetriebes wird dabei unterteilt in zwei verschiedene Betriebsweisen. Zum einen während dem Betrieb der gesamten Brunnengalerie, zum anderen bei Einzelbetrieb jeweils eines Brunnens der Galerie. Dadurch sind verschiedene Szenarien abgedeckt und es kann mit berücksichtigt werden, ob es Unterschiede gibt zwischen den Ergebnissen beider Betriebsweisen. Ein solcher Zusammenhang ist insofern nicht auszuschließen, da die Brunnen einen Abstand von 120 bis 450 Meter zueinander aufweisen, und somit Interaktionen zwischen dem angepumpten Wasser nicht auszuschließen sind.

Im letzten Erklärungsmodell wird nun ein umfassender Ansatz gewählt, welcher verschiedene Faktoren mit einbezieht. Dieser Ansatz ist als eine Anlehnung an die in Kapitel 4.2 erwähnte, von *Wohlrab* (1984) proklamierten ganzheitlichen Herangehensweise zu sehen und integriert neben einer differenzierten Betrachtung der Stickstoffauswaschung aus landwirtschaftlichen Nutzflächen ebenfalls die Sickerwassermenge im Untersuchungszeitraum sowie Bodenkennwerte der einzelnen Parzellen. Für eine differenzierte Betrachtung der Landwirtschaft wird zuerst eine Auswahl an Kulturarten getroffen, welche im Untersuchungsgebiet für den N-Austrag relevant sind. Die Auswahl erfolgt auf Grund der in der Literatur üblichen N-Salden für einzelne Kulturarten unter zusätzlicher Berücksichtigung der Flächenanteile im Untersuchungsgebiet. Diese N-Salden werden anschließend weiter spezifiziert gemäß den gebietstypischen Bedingungen. Dies erfolgt über eine an der GIT Hydros Consult GmbH laufenden Stickstoffbilanzierung mit dem Agrarökomodell Expert-N. Es ermittelt die mittleren N-Salden für verschiedene Kulturarten unter Berücksichtigung zwei verschiedener Jahresmittel des Niederschlags (repräsentativ für Flächen am Fuß des Schwarzwaldes bzw. in Rheinnähe), sowie hinsichtlich der nutzbaren Feldkapazität des Standortes. Über die Flächenanteile der einzelnen Kulturarten lässt sich anschließend über den flächengewichteten mittleren N-Austrag die Menge an Nitrat bestimmen, welche über das Sickerwasser ins Grundwasser gelangt. Auf diese Art kann annähernd das Zusammenspiel verschiedener Einflussfaktoren auf den Nitratgehalt berücksichtigt werden.

Da die Daten der Landnutzung im Gebiet lediglich für die Jahre 1995 und 2003 eine flächendeckende Kartierung aufweisen, und die restlichen Jahre an vielen Bereichen interpoliert wurde, musste die Untersuchung auf diese beiden Jahre beschränkt werden. Verglichen mit den weiteren vorhandenen Nutzungsinformationen aus den unvollständigen Kartierungen ist jedoch davon auszugehen, dass diese beiden Kartierungen repräsentativ für die Landnutzung im Untersuchungszeitraum sind.

4.4 Fazit

Der Nitrateintrag ins Grundwasser kann eine Reihe von natürlichen und anthropogenen Ursachen haben, welche sich jedoch für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Hausen auf Grund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Oberrheingrabens auf den daraus resultierenden Eintrag reduzieren lassen.

Die meisten Untersuchungen in nitratbelasteten Gebieten basieren auf zu hohen Nitratkonzentrationen und schließen ein Sanierungskonzept mit ein. Im Gegensatz dazu verhält sich die Problematik an den Brunnen des Wasserwerks Hausen etwas anders. Ein Sanierungskonzept ist noch nicht notwendig, die Methodik verlangt vielmehr eine umfassende Analyse möglicher Einflussfaktoren. Im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung reduziert sich die Vielzahl an Faktoren, welche Einfluss nimmt auf den Nitratgehalt im Grundwasser, auf drei einzelne Erklärungsmodelle: Die Witterung, die Entnahmepraxis an den Förderbrunnen sowie den Einfluss der Landwirtschaft. Über die Erklärungsmodelle 1 und 2 kann dabei sichergestellt werden, dass eine Beeinflussung durch weitere Faktoren auszuschließen ist.

Der methodische Ansatz gliedert sich in zwei Teilbereiche, wovon der erste die Untersuchung der Gebietscharakteristika ist, welche sich vollständig über das Stofftransport- und Strömungsmodell realisieren lässt. Durchgeführt werden hier die Ausweisung der Teileinzugsgebiete der einzelnen Brunnen, die Anteile der verschiedenen Wasserkomponenten sowie die Verteilung der Verweilzeiten im Gebiet und die Wasserbilanz.

Der zweite Bereich ist die eigentliche Untersuchung der Erklärungsmodelle, wobei hier nach einer Untersuchung einzelner natürlicher und anthropogener Komponenten ein annähernd ganzheitlicher Ansatz zum tragen kommt, der neben der Landnutzung mit gebietsspezifischen N-Salden auch noch zwei verschiedene mittlere Jahresniederschläge sowie nFK-Werte berücksichtigt.

5 Nitratbelastung im Untersuchungsgebiet

5.1 Nitratbelastung an Brunnen und Messstellen

Brunnen

Als Betreiber des Wasserwerks Hausen führt die badenova AG & Co. KG ein kontinuierliches Monitoring des Nitratgehalts im oberflächennahen Grundwasser durch. Im Abstand von einem Monat erfolgen Messungen sowohl an den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen als auch an zahlreichen Grundwassermessstellen im Schutzgebiet des Wasserwerks. Die in dieser Arbeit betrachteten Förderbrunnen A2, A3, A4, B1 und B4 weisen in ihrer Ganglinie des Nitratgehaltes über den Zeitraum 1989 bis 2004 einige ähnliche Charakteristika auf (vgl. dazu auch Abbildung 5.1):

Die Brunnen A2 und A3 weisen sowohl den geringsten Nitratgehalt im Bereich von 20mg/l als auch die geringste Schwankungsamplitude der fünf betrachteten Brunnen auf. Lediglich der Anstieg des Brunnens A2 von 19,5 auf 23,5mg/l im Jahresmittel zwischen 2001 und 2004 ist bemerkenswert.

Im Gegensatz dazu weist Brunnen A4 in der ersten Hälfte der 90er Jahre Nitratwerte über 35mg/l auf, welche in den darauf folgenden zehn Jahren auf 24mg/l im Jahr 2004 zurückgegangen sind. Auffällig ist hier der große Schwankungsbereich zwischen den einzelnen Monatsmitteln von unter 20 bis über 36mg/l zwischen 1989 und 1994.

Verglichen mit den Brunnen der A-Reihe sind die Brunnen B1 und B4 problematischer: Der Nitratgehalt während des Untersuchungszeitraumes nimmt leicht zu, und das in der SchALVO aufgeführte Kriterium für die Ausweisung eines Problemgebiets (c_{NO3} > 25mg/l + Zunahme des Jahresmittels um 0,5mg/l über drei Jahre, vgl. auch Kapitel 2.1) wird bei B1 nur knapp unterschritten, bei B4 überschritten.

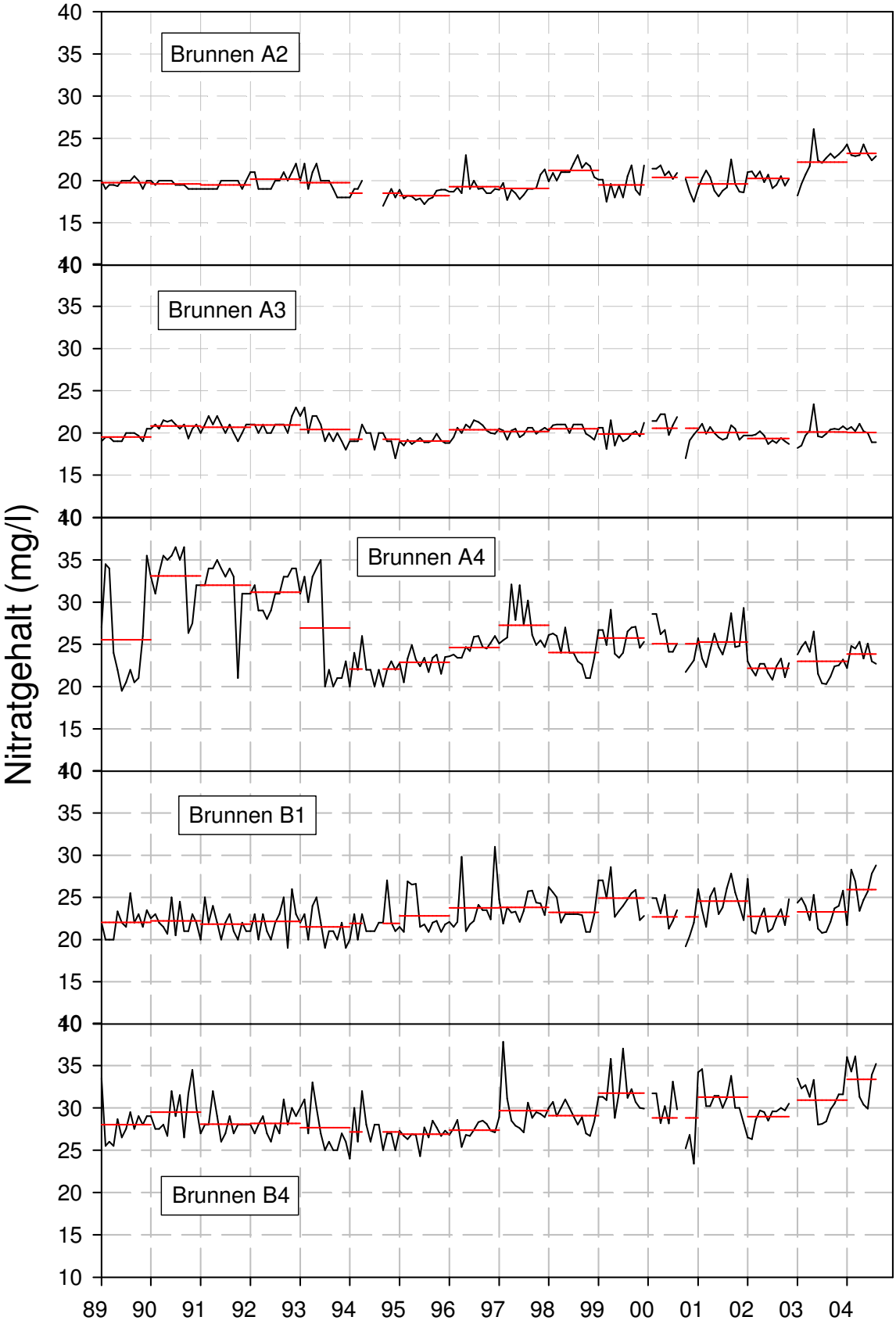

Abbildung 5.1: Nitratganglinien mit Jahresmittelwerten in den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen.

Einen Erklärungsansatz für die verschiedenen Nitratkonzentrationen der einzelnen Brunnen gibt der Unterschied im verfilterten Bereich der Brunnen. A2 misst eine Filterstrecke von 31 – 113m, am Brunnen A3 sind es 28 – 76m. Eine Tiefe von 76m wird zwar auch von Brunnen B1 erreicht, allerdings beginnt der verfilterte Bereich hier bereits in 23m Tiefe. Die geringste Filtertiefe weisen Brunnen A4 und B4 auf mit 17 – 72m bzw. 19 – 70m auf. Entsprechend dieser Reihenfolge verhalten sich auch die Nitratkonzentrationen der Brunnen. A2 und A3 erreichen im Untersuchungszeitraum durchweg niedrige mittlere Nitratkonzentrationen von 20mg/l, gefolgt von B1 mit 23mg/l. Die Werte der Brunnen A4 und B4 steigen auf 26 bzw. 29mg/l im Mittel. Grund für diese Abhängigkeit zwischen geringerem Nitratgehalt bei größerer Filtertiefe wäre in einem höheren Anteil älterer Wasserkomponenten aus tieferen Schichten zu vermuten, welche tatsächlich geringere Nitratwerte aufweisen als die oberflächennahen Wässer. Im folgenden Kapitel wird auf die Tiefenabhängigkeit der Nitratbelastung noch näher eingegangen.

Vorfeld-Messstellen

Neben den Ganglinien der Nitratkonzentrationen der Brunnen ist zudem die Nitratbelastung an den Vorfeld-Messstellen interessant, da diese als Indikator dafür gesehen werden können, welche Auswirkungen potenzielle äußere Einflüsse auf die Parameter im Grundwasser haben. Die Nitratganglinien der sieben vorhandenen Vorfeld-Messstellen im Untersuchungsgebiet (Abbildung A 1 im Anhang) weisen einen größeren Schwankungsbereich der Amplituden auf als die Ganglinien der Förderbrunnen (Abbildung A 2, Abbildung A 3 und Abbildung A 4) und erreichen zum Teil Größenordnungen von unter 10 bis über 60mg/l. Das langjährige Mittel an den einzelnen Messstellen ist ebenfalls unterschiedlich zu den Förderbrunnen, hier finden sich Größenordnungen von gut 13mg/l bis über 30mg/l. Das lässt bereits darauf schließen, dass an den einzelnen Grundwassermessstellen verschiedene Einflüsse wie Uferinfiltration oder Sickerwassermenge auf die Nitratkonzentration im Grundwasser verschieden stark ausgeprägt sind. Der Pegel PH 34 beispielsweise erreicht Nitratkonzentrationen im Bereich um 10mg/l, was nur durch den Einfluss relativ unbelasteter Wässer zustande kommen kann. Betrachtet man die Positionen dieses Pegels im Gebiet (Abbildung A 1), so ist zu erkennen, dass er sich ziemlich nahe neben der Möhlin befinden. Diese weist eine mittlere Nitratkonzentration von gut 10mg/l auf (*Herbstritt*, 1998), was vermuten lässt, dass erstens ein Einfluss vom infiltrierten Flusswasser besteht, und dieser zweitens relativ groß sein muss, um eine Mischkonzentration an der Messstelle von 13mg/l hervorzurufen. Dieser Zusammenhang ist ansatzweise auch an Pegel PH 22 zu erkennen, welcher sich ebenfalls nahe der Möhlin befindet. Hier erreichen die Nitratkonzentrationen sowohl 1992 – 1994 als auch ab 1999 Werte zwischen 10 und 15mg/l, während dazwischen allerdings Schwan-

kungen von über 10mg/l auftreten. Unter Berücksichtigung der Position beider Pegel bezüglich der Nähe zum Vorfluter wäre eine Vermutung, dass mit zunehmendem Abstand auch der Einfluss des Uferfiltrats abnimmt. Betrachtet man im Gegensatz dazu Pegel weiter entfernt vom Vorfluter, wie z. B. PH 35 oder Brunnen 13a, so zeigen diese höhere Nitratwerte als die oben genannten. Allerdings sind auch deutlichere Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen zu sehen, so dass hier die Vermutung nahe liegt, dass hier ein unterschiedlich starker Einfluss anderer Komponenten, wie beispielsweise der Grundwasserneubildung eine Rolle spielt.

Auffällig ist, dass die Monatsmittel der Nitratgehalte an allen Vorfeld-Messstellen ab der zweiten Jahreshälfte 1994 starke Sprünge aufweisen, die über den Zeitraum bis Ende 1999 ein Maximum darstellen, welches an den einzelnen Pegeln mehr oder weniger ausgeprägt ist. Die Sprünge selbst treten ungeachtet der vegetationsreichen / vegetationslosen Monate auf, und auch die Abflussstände der Möhlin und des Neumagen bewegen sich während dieser Zeit im jahrestypischen Durchschnitt. Es werden im Rahmen dieser Arbeit mögliche Ursachen für dieses Verhalten untersucht werden, wobei es allerdings fraglich bleibt, ob die Schwankungen im Detail zu erklären sind.

Zusammenfassend lässt sich aussagen, dass der Nitratgehalt an den Vorfeld-Messstellen mit seinen größeren Schwankungen wie erwartet stärker auf äußere Einflüsse wie z. B. Uferinfiltration aus den Oberflächengewässern reagiert als derjenige im Förderwasser der Brunnen. Das auffällige Maximum in den Ganglinien aller Vorfeld-Messstellen zwischen 1994 und 1999 ist in dieser Form an den Brunnen nicht zu erkennen, wobei es zu prüfen ist, ob derartige Ausschläge in zeitversetzter Form die Nitratwerte im Förderwasser beeinflussen.

5.2 Räumliche Verteilung der Nitratbelastung im Grundwasser

Anhand der wenigen repräsentativen Nitrat-Messstellen im Untersuchungsgebiet gestaltet es sich schwierig die räumliche Verteilung der Konzentrationen darzustellen. Wie schon *Herbstritt* (1998) feststellte, liefern geostatistische Interpolationsverfahren keine befriedigenden Ergebnisse für die flächenhafte Darstellung der Nitratbelastung im Untersuchungsgebiet, da die Nitratkonzentration an einem Punkt im Wesentlichen von den Faktoren

a) Anteil an Uferfiltrat,
b) Tiefe der Filterstrecke, sowie

c) Nitratrückhaltevermögen bzw. Auswaschungsgefährdung der Böden

abhängt, welche bei der Interpolation nicht berücksichtigt werden. Unter Miteinbeziehen der Anteile Uferfiltrat ist es *Morhard* (2001) gelungen, eine verbesserte flächenhafte Interpolation der Nitratkonzentrationen durchzuführen. Problematisch allerdings bleiben die mangelnde Kenntnis über die Tiefenabhängigkeit der Nitratkonzentrationen und die beschränkte Anzahl an Nitratmessstellen.

Im Zuge einer hydrochemischen Untersuchung fand *Bakenhus* (1993) an zwei im Untersuchungsgebiet, südöstlich des Wasserwerks Hausen gelegenen Pegeln in einer Tiefe von ca. 30 bis 35 Metern einheitliche Nitratkonzentrationen von etwa 20mg/l (Abbildung 5.2). Dieser Wert resultiert allerdings aus einer kontinuierlichen Abnahme mit der Tiefe von einer oberflächennahen Konzentration von 25mg/l an Pegel PH 35, bzw. aus einer Zunahme des Nitratgehaltes mit der Tiefe ausgehend von oberflächennahen 10mg/l am Pegel PH 34. Letzterer geringer oberflächennahe Nitratgehalt ist, wie in Kapitel 5.1 bereits erwähnt, zu erklären durch den Einfluss des Anteils an Uferfiltrat aus dem in unmittelbarer Nähe gelegenen Fluss Möhlin. Anhand des Verlaufs des Nitratgehaltes an Messstelle PH 34 in Abbildung 5.2 ist nicht zu erkennen, ob sich der Nitratgehalt einem Grenzwert annähert, oder mit zunehmender Tiefe noch weiter steigt. Die Abnahme der Nitratkonzentration mit der Tiefe lässt sich aber weiter belegen durch Untersuchungen der LfU an Mehrfachpegeln in der Rheinaue (Pegelgruppen 2024-2026 und 2030-2032) wo in einer Tiefe von 100 Metern Nitratkonzentrationen von ca. 10mg/l verbleiben, während 120 Meter unter dem Grundwasserspiegel ein vollständiger Abbau festzustellen ist. So lässt sich trotz der geringen Anzahl an Tiefenmessstellen ein eindeutiger Zusammenhang für die Tiefenabhängigkeit der Nitratkonzentration postulieren. (*Morhard*, 2001)

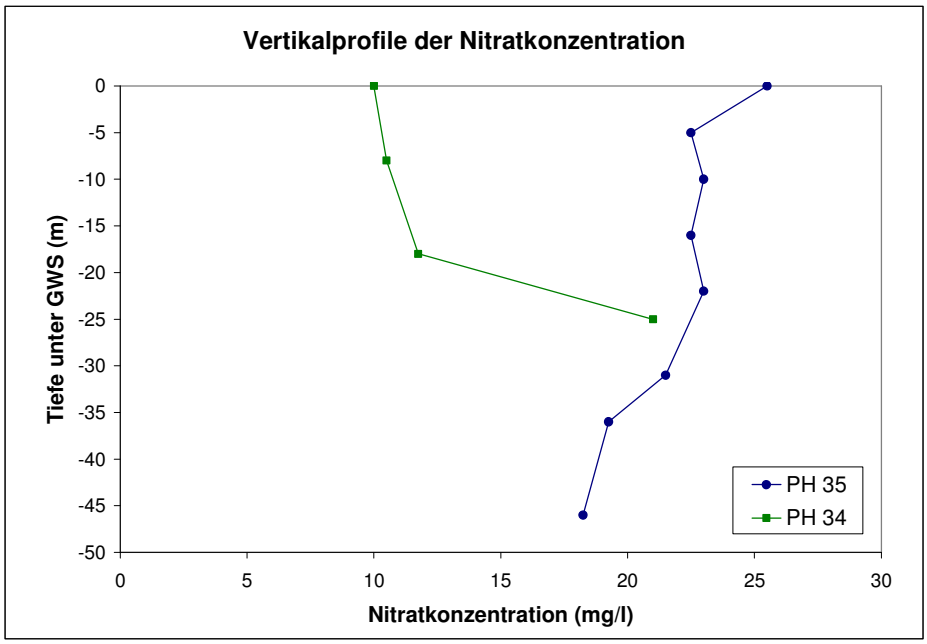

Abbildung 5.2: Vertikalprofil der Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet; Daten nach Bakenhus (1993).

Die Nitratbelastung im Untersuchungsgebiet resultiert hauptsächlich aus dem Stickstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hinzu kommen andere flächenhafte Nitratquellen, wie z.B. aus dem Niederschlag und aus der Infiltration von Oberflächengewässern (vgl. hierzu auch Kapitel 4.1). Weitere potentielle flächenhafte Nitratquellen wie z.B. die Mineralisierung des organischen Stickstoffvorrats humoser Böden oder der Eintrag aus viehwirtschaftlich genutzten Gebieten können im Rahmen der Annahmen dieser Arbeit vernachlässigt werden, da keine signifikant zu erwartender Änderungen während des Untersuchungszeitraums auftreten (Mineralisierung aus humosen Böden), bzw. der Nitratquelle zu geringe quantitativen Bedeutung zukommt (Viehwirtschaft).

Wie bereits in Kapitel 5.1 erwähnt, erarbeite *Morhard* (2001) eine verbesserte Interpretation der räumlichen Verteilung der Nitratbelastung im Grundwasserkörper auf Grundlage einer Stichtagsmessung im April 2001. Abbildung 5.3 gibt eine Interpolation der Ergebnisse dieser Stichtagsmessung wieder. Zu erkennen ist der relativ unbelastete Bereich in den Einzugsgebieten der Brunnen des Wasserwerks Hausen mit Werten zwischen 17 und 36mg/l. Südlich angrenzend steigt die Nitratkonzentration jedoch stark an und erreicht Werte zum Teil über 140mg/l im Schutzgebiet der Wasserwerke Bremgarten und Krozinger Berg. Die nördlich vorgelagerten Konzentrationen erreichen ebenfalls Werte über dem Grenzwert von 50mg/l, allerdings ist dort die Messnetzdichte zu gering, um eine aussagekräftige Verteilung zu interpolieren (die östliche

und nordöstliche Randseite der Grafik kann demzufolge auch nicht als repräsentativ angesehen werden).

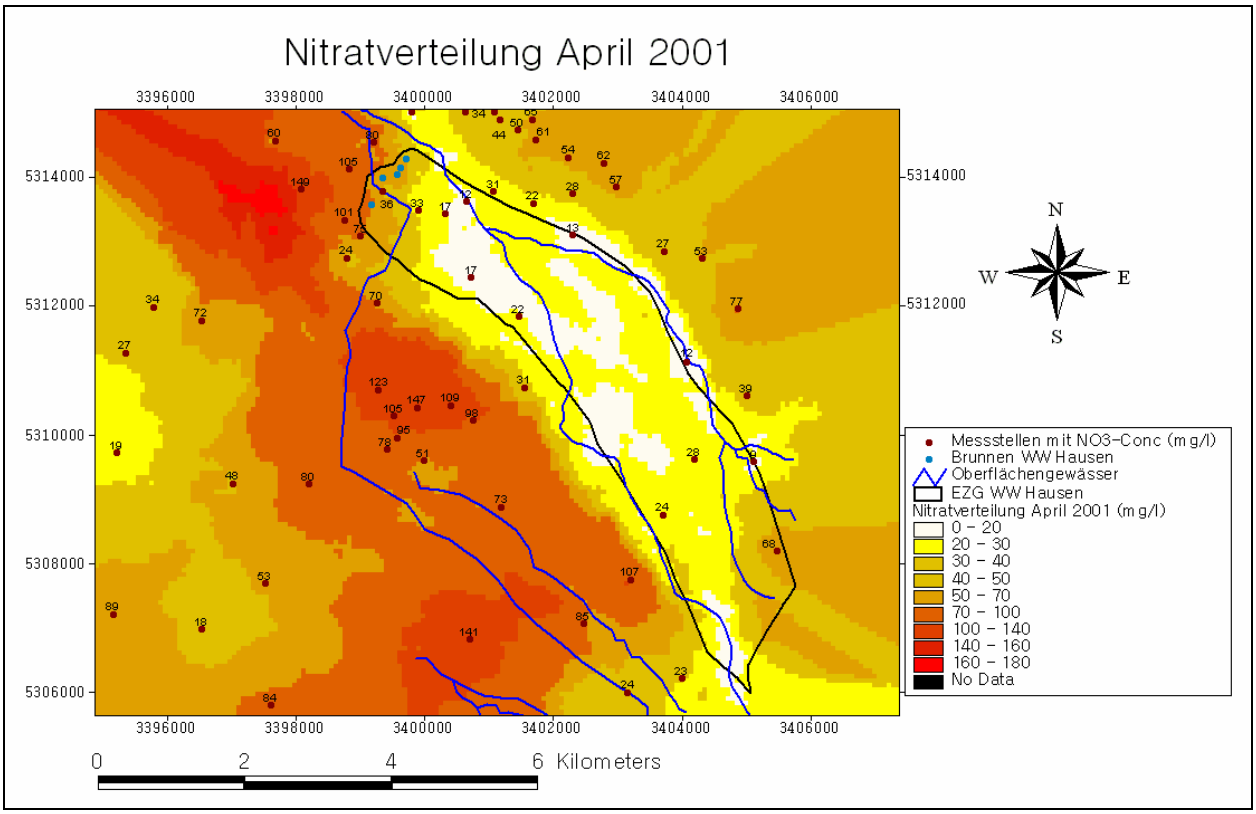

Abbildung 5.3: Flächenhafte Nitratverteilung an der Stichtagsmessung im April 2001 im Modellgebiet Hausen.

5.3 Langjährige Nitratbelastung

Abbildung 5.4 zeigt die Jahresmittelwerte des Nitratgehalts an den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen im Zeitraum von 1972 bis 2004. Es ist deutlich ein angestiegener Trend zu erkennen, der sich von Werten zwischen 10 und 15mg/l seit den 70er Jahren fortsetzt bis auf Werte zwischen 20 und 35mg/l in der heutigen Zeit. Besonders auffällig ist dabei der sprunghafte Anstieg der Konzentrationen ab 1981, der auch in einem Maximum der Nitratwerte in den darauf folgenden Jahren bis 1989 resultiert, welches an sämtlichen Brunnen verschieden stark auftritt. Nach diesem Maximum fallen die Werte wieder etwas ab, allerdings nicht bis auf das ursprüngliche Niveau, sondern lediglich bis auf 17 bis 25mg/l, von wo aus der kontinuierliche Anstieg über die 90er Jahre fortgesetzt wird.

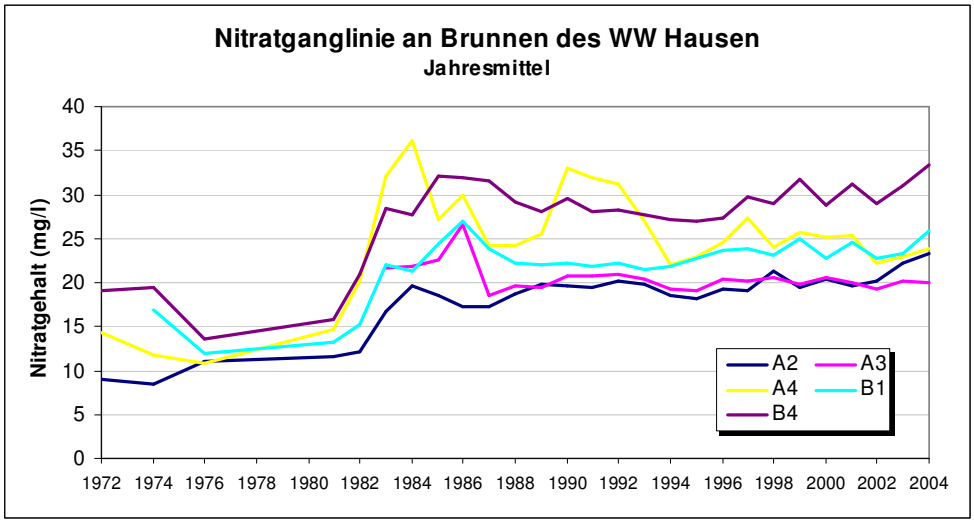

Abbildung 5.4: Jahresmittel des Nitratgehalts an den Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen von 1972 bis 2004.

In Anbetracht der Tatsache, dass im langjährigen Jahresmittel ein Trend zu sehen ist, und sich diverse lokale Extrema über Perioden von über 10 Jahren hinziehen (Brunnen A4 1982 bis 1994), stellt sich hier die Frage, inwiefern ein Untersuchungszeitraum von 15 Jahren für eine Untersuchung der Nitratbelastung überhaupt einen adäquaten Zeitraum darstellt. Es wäre nicht auszuschließen, dass diese Periode von einem langjährigen Trend überlagert wird, der für einen Anstieg der Nitratkonzentration verantwortlich ist, ohne dass im beobachteten Zeitraum signifikante Änderungen auftreten.

5.4 Fazit

Die Einzugsgebiete des Wasserwerks Hausen liegen in einer absoluten Gunstlage verglichen mit den Nitratgehalten in den umliegenden Bereichen. Die Brunnen weisen hier zum Teil Werte im Bereich von 20mg/l auf, die höchsten Konzentrationen bewegen sich während der letzten Jahre im Rahmen von ca. 30 – 35mg/l an Brunnen B4. Deutlichere Unterschiede sind an den oberflächennahen Vorfeld-Messstellen festzustellen, welche zum Teil ausgeglichene Nitratganglinien mit geringen Schwankungen im Wertebereich von 20mg/l aufweisen, während andere Pegel Schwankungsamplituden zwischen 10 und 40mg/l zeigen. Die räumliche Verteilung der Pegel lässt Korrelationen mit der Nähe zu Oberflächengewässer und daraus folgender geringerer Nitratbelastung vermuten (PH 34 und PH 22), während weiter entfernter lokalisierte Pegel eher eine stärkere Beeinflussung der Grundwasserneubildungs-Komponente vermuten lassen. Über eine Überlagerung der Uferinfiltrations-Komponente und der Grundwasserneubildungs-Komponente

wäre es somit möglich, die räumliche Verteilung der Nitratbelastung an den Vorfeld-Messstellen zu erklären. Dies ist ebenfalls an den Tiefenprofilen der Pegel PH 34 und PH 35 zu erkennen, die den Unterschied im Nitratgehalt darstellen an einem Pegel nahe eines Oberflächengewässers und an einem in größerer Distanz dazu. Berücksichtigt man nun die verschiedenen Variationen der Nitratbelastung an den einzelnen Vorfeld-Messstellen sowie die mögliche Erklärung der Schwankungen durch die beiden oben beschriebenen Komponenten, so kann im Umkehrschluss auch davon ausgegangen werden, dass im Einzugsbereich dieser Messstellen keine außerordentlichen Nitrateinträge zu erkennen sind. Auffällig ist weiterhin eine Periode großer Schwankungen zwischen 1994 und 1998, welche an allen Messstellen mehr oder weniger deutlich zu sehen ist. Die Gründe hierfür sind nicht klar ersichtlich, und werden im Zuge weiterer Untersuchungen dieser Arbeit näher berücksichtigt. Letztlich ist noch die langjährige Nitratganglinie der Brunnen zu erwähnen, welche einen deutlichen ansteigenden Trend seit den 70er Jahren aufweist. Es wäre weiter möglich, dass dieser ansteigende Trend bei bloßer Betrachtung des Untersuchungszeitraumes nicht eindeutig erkennbar ist und eventuell bei einer Interpretation übergangen würde.

6 Charakterisierung der Brunneneinzugsgebiete

6.1 Grundwassermodell

Für die Ausweisung der Brunneneinzugsgebiete, sowie die Quantifizierung der Wasseranteile und der Verweilzeiten im Grundwasser wurde das im Rahmen des WAQIS-Projektes am Institut für Hydrologie (IHF) entwickelte kombinierte Strömungs- und Stofftransportmodell feHausen3 eingesetzt (*Morhard*, 2001; *Peter*, 1998). Als Simulationsplattform dient das Programmpaket FEFLOW (WASY GmbH, Berlin), welches um eine Reihe ebenfalls am IHF entwickelter Module erweitert wurde. Die vorliegende Modellversion beschreibt den Wasserhaushalt in den betrachteten Teilgebieten auf eine plausible Art und Weise, wobei in sehr zufrieden stellender Weise die zeitliche Grundwasserdynamik in Hinblick auf die unter instationären Verhältnissen stark schwankenden Bilanzgrößen (flächenhafte Grundwasserneubildung, Uferfiltration, etc.) nachvollzogen wird (*Schrempp* und *Morhard*, 2001).

Probleme traten bei der Parametrisierung des Modells dahingehend auf, als dass auf Grund spärlicher Informationsdichte die kleinräumige Diskretisierung hydraulischer Materialeigenschaften sowie die exakte Identifikation der Aquifergeometrie in manchen Bereichen des Modellgebietes Schwierigkeiten bereiteten. Diese Bereiche umfassen das Gebiet um das Tunseler Bergle und die südliche Staufener Bucht, welche beide nicht direkt in den im Rahmen dieser Arbeit ausgewiesenen Einzugsgebiete der Brunnen des Wasserwerks Hausen liegen. Trotz dieser Unsicherheiten kann die Modellgüte als sehr zuverlässig klassifiziert werden, lediglich einer allzu kleinräumigen Interpretation der Simulationsergebnisse sind Grenzen gesetzt.

So ermöglicht die Güte des Grundwassermodells feHausen3 die Anwendung zur Identifikation wesentlicher Charakteristika des Grundwassersystems, welche für die anstehenden Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit Voraussetzung sind. Die Anwendung umfasst die Ausweisung der Einzugsgebiete der Förderbrunnen des Wasserwerks Hausen, die Bestimmung der einzelnen Wasseranteile im Grundwasser innerhalb der Einzugsgebiete sowie deren Mengenanteile, und die Quantifizierung der Verweilzeiten und Fließzeiten im Aquifer im untersuchten Gebiet.

6.2 Ausweisung der Brunnen-Einzugsgebiete

Für eine detaillierte Untersuchung des Nitratgehaltes der Förderbrunnen ist es von wesentlicher Bedeutung, Kenntnisse über die Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen zu haben, um spezifische Einflussfaktoren wie beispielsweise die Anteile des Uferfiltrats, der flächenhaften Grundwasserneubildung sowie des unterirdischen Randzustroms im Grundwasser für den jeweiligen Brunnen quantifizieren, Änderungen der Landnutzung über die einzelnen Jahre verfolgen oder den Einfluss des Sickerwassers im jeweiligen Gebiet bestimmen zu können. Ein erster Schritt bei der Bestimmung der Charakteristika ist dabei die Ausweisung der einzelnen Brunneneinzugsgebiete. Hier wird sich die Funktion des Stofftransport-Moduls im verwendeten Grundwassermodells zunutze gemacht und der Ansatz der inversen Tracerausbreitung gewählt. Über die Methode ist es möglich, über eine simulierte Tracereinspeisung an den Brunnen und einer anschließenden Ausbreitung des Tracers entgegen der Strömungsrichtung zu bestimmen, welche Bereiche zum geförderten Brunnenwasser beitragen. Da die Brunnen relativ nahe neben einander liegen, und damit zu rechnen ist, dass sich die Einzugsgebiete benachbarter Brunnen überschneiden, war es nötig, die Tracereinspeisung für jeden Brunnen einzeln zu simulieren.

Wie bereits erwähnt dient die Ausweisung der Teileinzugsgebiete verschiedenen weiteren Arbeitsschritten, welche auch die räumliche Abgrenzung der Gebiete erforderlich macht. Eine zweidimensionale Darstellung reicht aus für die weitere Verarbeitung innerhalb einer Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf den Nitratgehalt im Grundwasser. Eine räumliche, dreidimensionale Darstellung der Teileinzugsgebiete ist dann notwendig, wenn es um die Frage der quantitativen Anteile der einzelnen Wasserkomponenten am Mischwasser geht.

Hinsichtlich der Bestimmung der Einzugsgebietsoberfläche ist zu berücksichtigen, dass die vorhandene Konzentrationsfahne aus einer inversen Simulation resultiert, d.h. dass eine mögliche Konzentrationsausbreitung in der obersten Modellschicht nicht unbedingt der maximalen horizontalen Ausbreitung in anderen tieferen Schichten gleichkommt. Um für die Ausweisung der oberflächlichen zweidimensionalen Einzugsgebiete eine mögliche größere horizontale Ausdehnungen in tieferen Schichten zu berücksichtigen, wurden die Konzentrationsanteile der jeweiligen Schichten additiv überlagert. So wird jedem Punkt an der Oberfläche der größte Wert zugeordnet, welcher in seinem vertikalen Tiefenprofil auftritt. Unter Vernachlässigung der unteren 5% der Konzentrationswerte als Fehlerbereich ermöglicht die Methode somit die Ausweisung der zweidimensionalen Einzugsgebiete auf der Oberfläche für jeden einzelnen Brunnen.

Die Ausweisung der Einzugsgebiete sowie die weitere Aufarbeitung der dadurch abgegrenzten Datensätze erfolgten nicht im verwendeten Grundwassermodell selbst, sondern in ArcView GIS. Deshalb wurde auch davon abgesehen, die eigentliche simulierte Tiefenverteilung der Konzentrationsfahne als vertikale Grenzen der Einzugsgebiete zu verwenden. Vielmehr fand die Ausweisung entlang der zweidimensionalen, oberflächlichen Grenzen senkrecht in die Tiefe statt.

Abbildung 6.1 zeigt die endgültigen oberflächlichen Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen des Wasserwerks Hausen, und zudem eine Abgrenzung der Grenzen des Bereiches, der innerhalb von 10 bzw. 15 Jahren zum geförderten Brunnenwasser beiträgt.

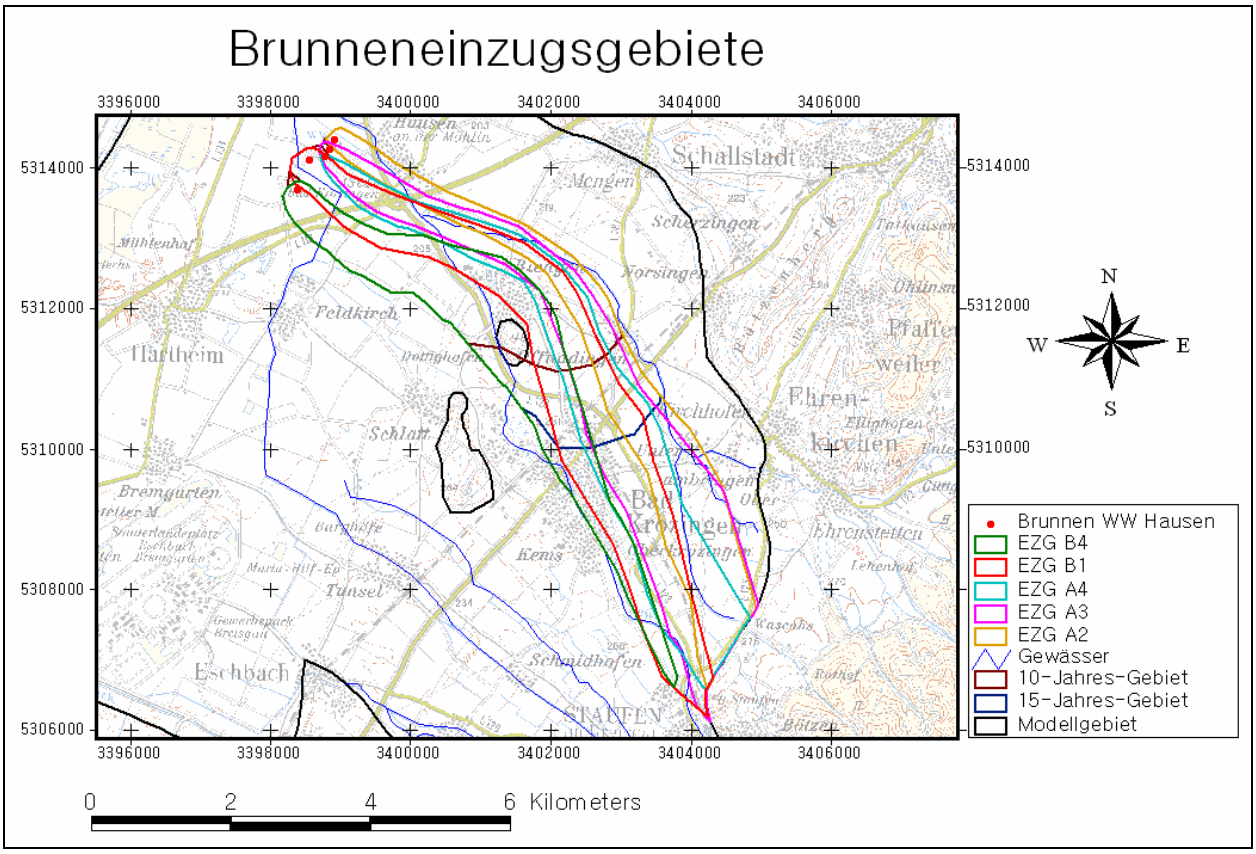

Abbildung 6.1: Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen des Wasserwerks Hausen.

Diese 10- bzw. 15-Jahres Gebiete dienen erstens einer Einschätzung des zeitlichen Fortschritts der Tracerkonzentrationen. Da zudem vermutet wird, dass Änderungen in den vergangenen 10 Jahren ggf. für eine Entwicklung der Nitratbelastung verantwortlich sind, wird eine gesonderte Auswertung in den 10-Jahres Gebieten als sinnvoll erachtet.

Schließlich ist noch zu erwähnen, dass es sich bei dem ausgewiesenen Gebiet nicht um das tatsächliche Einzugsgebiet im hydrologischen Sinne, d.h. begrenzt durch die Wasserscheide, han-

delt. Auf Grund der vorgegebenen Grenzen des Grundwassermodells sowohl für die Strömungs- und Stofftransportsimulationen, als auch für den Großteil der verwendeten Datensätze (Landnutzung, Bodenkennwerte, meteorologische Daten), beschränkt sich die Ausweisung der Einzugsgebiete ebenfalls auf diese Grenze des Grundwassermodells.

6.3 Herkunft der Wasseranteile

Mit der Kenntnis über die Grenzen der Einzugsgebiete ist es nun in einem weiteren Schritt möglich, die verschiedenen Wasseranteile im Grundwasser zu bestimmen. Das Grundwasser setzt sich aus drei verschiedenen Anteilen zusammen, welche in der Modellierung die Input-Randbedingungen darstellen: die flächenhaften Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag, das Uferfiltrat der Oberflächengewässer und der laterale unterirdische Randzustrom aus den Schwarzwaldhängen. Erwartungsgemäß fällt der Anteil Uferfiltrat in diesem Gebiet relativ hoch aus, während dem lateralen Randzustrom nur eine geringe Bedeutung zukommt. Die Ergebnisse der Wasseranteile können anschließend in einem weiteren Schritt dazu verwendet werden, den Anteil an Nitrat zu bestimmen, welcher aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen über die flächenhafte Grundwasserneubildung ins Grundwasser eingetragen wird.

Zur Bestimmung der einzelnen Anteile wurde ebenfalls der Ansatz einer simulierten Tracereinspeisung im Grundwassermodell gewählt. Um die Verteilung der einzelnen Wasseranteile im Gebiet darzustellen, wird eine Simulation durchgeführt, bei der die flächenhafte Inputkonzentration eines Wasseranteils auf 100mg/l festgesetzt wird, während die anderen zwei Randbedingungen 0mg/l aufweisen. Dadurch ist es möglich, sowohl die flächenhafte Ausbreitung darzustellen, als auch die Konzentration punktuell an bestimmten Punkten im Einzugsgebiet anzugeben. Weiterhin ist der Vorteil einer Inputkonzentration von 100mg/l, dass die Konzentrationsverteilung im Gebiet genau dem Anteil in Prozent entspricht, was vor allem für die weitere Berechnung eine Vereinfachung darstellt.

Bevor diese Simulation durchgeführt werden kann, ist allerdings die Voraussetzung zu beachten, dass das Wasser im Aquifer komplett ausgetauscht sein muss, da man keine Information über die Zusammensetzung des Wassers hat, welches vor Beginn der Simulation im Grundwasser vorhanden ist. Um diesen Zustand zu erreichen wurde ebenfalls in einer simulierten Tracereinspeisung die Konzentration aller drei Input-Randbedingungen auf 100mg/l gesetzt, und anschließend über einen geschätzten Zeitraum von 150 Jahren modelliert. Am Konzentrationsverlauf an den

Brunnen des Wasserwerks Hausen ist zu erkennen, dass sich nach ca. 100 Jahren die Konzentration des geförderten Wassers asymptotisch den 100mg/l annähert. Die Differenz zu den 100mg/l entspricht einem Fehler beim Modelldurchlauf von unter 4mg/l (bzw. 4%), was durchaus im Rahmen einer guten Modellierung liegt. Betrachtet man zudem die flächenhafte Ausbreitung der Konzentrationsfahne, so ist zu erkennen, dass sich die Bereiche ohne kompletten Austausch des Grundwassers nach 150 Jahren, auf kleine Bereiche im „Strömungsschatten“ innerhalb des Aquifers beschränken. Da diese Bereiche außerhalb der Brunneneinzugsgebiete liegen, kann eine Simulationsdauer von 150 Jahren in Hinblick auf das Erreichen des Systemgleichgewichtes und damit für die Bestimmung der Wasseranteile als adäquat angesehen werden.

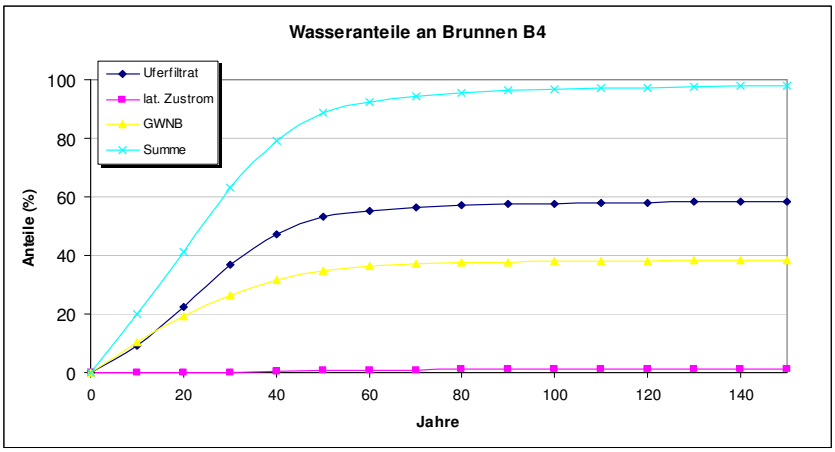

Abbildung 6.2: Modellierte Wasseranteile im geförderten Wasser des Brunnens B4.

Abbildung 6.2 zeigt repräsentativ für alle Brunnen die Ergebnisse der einzelnen Modelldurchläufe für die Ausbreitung der Konzentrationen der jeweiligen Randbedingungen im Förderwasser des Brunnens B4. Das Uferfiltrat aus Oberflächengewässern stellt mit knapp 60% den größten Anteil, gefolgt von der flächenhaften Grundwasserneubildung mit knapp 40%. Dem lateralen unterirdischen Zustrom aus den Schwarzwaldhängen kommt mit gut 1% kaum Bedeutung zu. Insgesamt variiert das Uferfiltrat an allen fünf Brunnen in einer Größenordnung von ca. 51-59%, die flächenhafte Grundwasserneubildung erreicht ca. 36-47% und der laterale unterirdische Zustrom steht zwischen 1 und 6% (Abbildung 6.3).

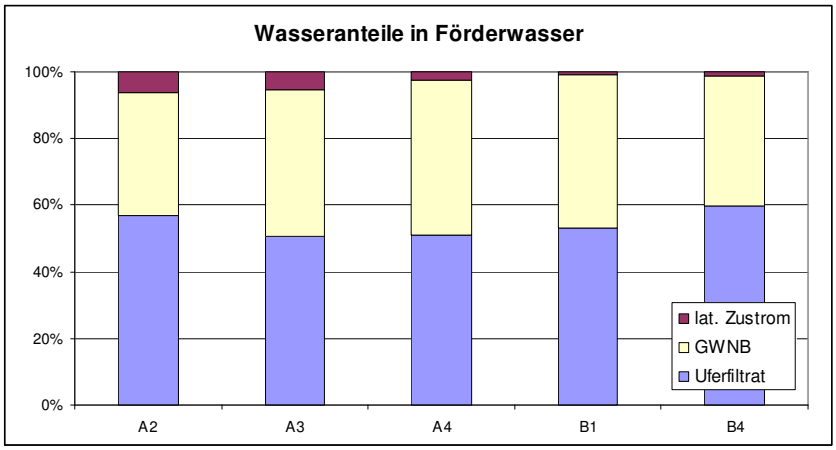

Abbildung 6.3: Wasseranteile im Förderwasser der Brunnen

Dieser ausgesprochen hohe Anteil an Uferfiltrat aus den Oberflächengewässern stimmt auch überein mit den in Kapitel 5.1 ausgewiesenen Erkenntnissen eines großen Einflusses dieser Größe auf das Grundwasser. Bemerkenswert an diesen Resultaten ist die Tatsache, dass nicht wie bisher allgemein angenommen die Brunnen am nächsten zur Möhlin den meisten Anteil Uferfiltrat aufweisen, sondern umgekehrt der Brunnen B4, der sich im größten Abstand zur Möhlin befindet. Eine Ursache hierzu ist wahrscheinlich in der nordwestlichen Strömungsrichtung des Grundwassers verbunden mit dem im Vergleich zur Möhlin höheren Abfluss des Neumagen sowie der hohen Uferinfiltration in diesem Gebiet zu suchen (Abbildung 6.4).

Für eine weitere Verarbeitung der Wasseranteile ist es nicht nur wichtig zu wissen, welche Größenordnung im geförderten Brunnenwasser vorhanden ist, sondern zudem welche Mischungsverhältnisse der Wasseranteile im Durchschnitt im gesamten Grundwasserkörper der Einzugsgebiete auftreten. Hierzu wurde die Konzentration der verschiedenen Anteile, welche die 150-jährigen Simulationen an allen Knotenpunkten im Untersuchungsgebiet ergeben haben, auf die Gesamtwassermenge bezogen, und anschließend zum gesamten Mischwasser aufsummiert. Die Summen der drei Wasseranteile als Gegenprobe weisen einen Fehler von weniger als 4% auf, was der oben erwähnten Ungenauigkeit des Wasseraustausches gleichkommt (Tabelle 6.1).

Tabelle 6.1: Wasseranteile (%) im Grundwasser des Untersuchungsgebietes und der einzelnen Einzugsgebiete.

	Gesamt-EZG	A2	A3	A4	B1	B4
Uferfiltrat	55,57	42,24	47,79	51,43	56,39	64,70
GWN	37,44	44,55	42,66	41,36	38,73	31,74
lat. Zustrom	3,45	15,08	10,46	6,23	2,32	1,62
Summe	96,46	101,87	100,92	99,02	97,44	98,06

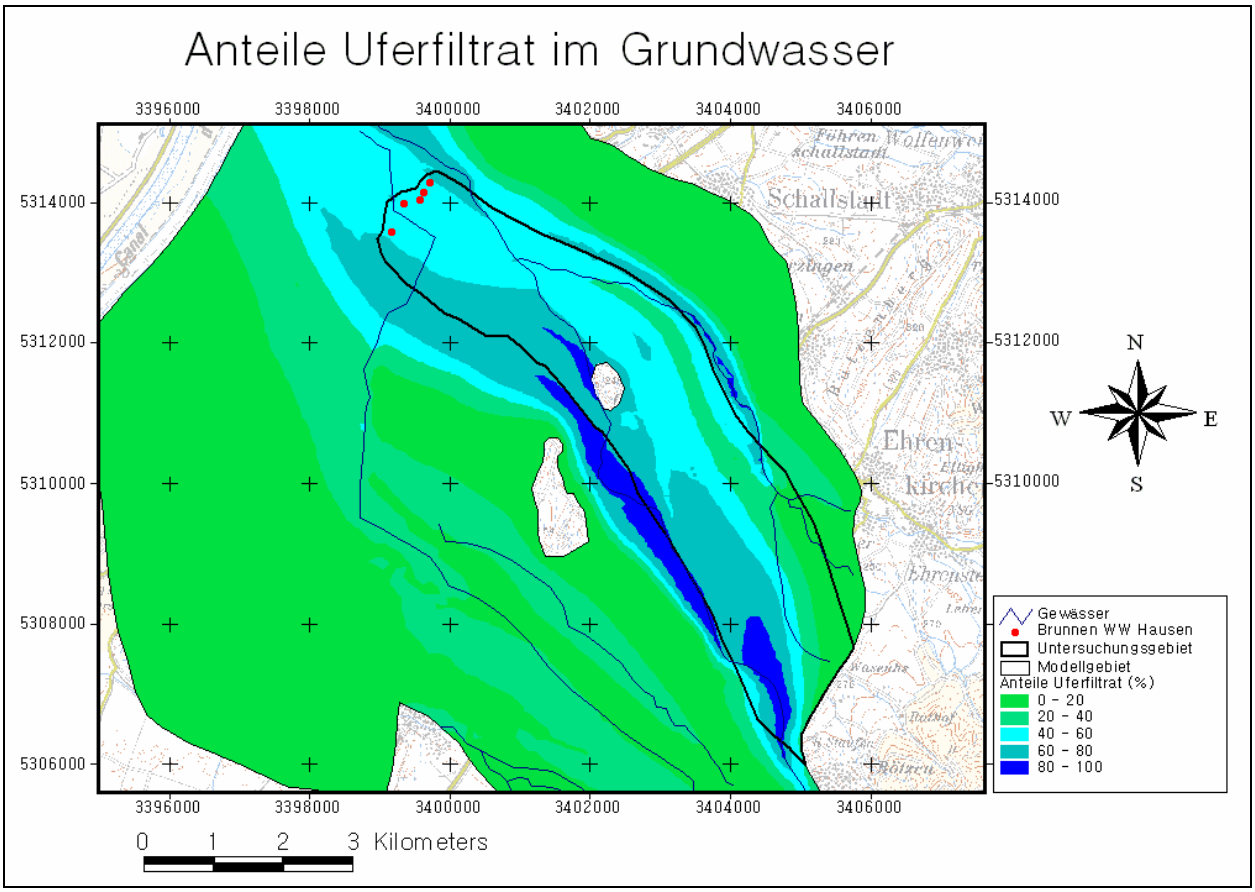

Abbildung 6.4: Anteil Uferfiltrat aus Oberflächengewässern am oberflächennahen Grundwasser.

Signifikante Unterschiede der Wasseranteile im Einzugsgebiet (Abbildung 6.5) zu den Anteilen im geförderten Brunnenwasser (Abbildung 6.3) ergeben sich hauptsächlich in den Verhältnissen des Anteils Uferfiltrat an den Brunnen A2 (42% im Einzugsgebiet – 56% im Förderwasser) und B4 (65% EZG – 59% FW), des Anteils Grundwasserneubildung an den Brunnen A2 (45% EZG – 37% FW) und B1 (39% EZG – 46% FW), und demzufolge des Anteils lateraler Zustrom an den Brunnen A2 (15% EZG – 6% FW) und A3 (10% EZG – 5% FW). Insgesamt bewegen sich diese Differenzen in einer Größenordnung von unter 10% (mit Ausnahme des Uferfiltrats an A2). Noch bessere Übereinstimmung erhält man zwischen den Wasseranteilen im Einzugsgebiet, das innerhalb von 10 Jahren zum geförderten Brunnenwasser beiträgt (
Abbildung 6.6) und denjenigen Anteilen im geförderten Brunnenwasser (Abbildung 6.3). Hier beträgt die Differenz zwischen den einzelnen Anteilen lediglich an zwei Stellen knapp über 6% (Uferfiltrat und Grundwasserneubildung am Brunnen/Einzugsgebiet A2).

Somit kann in Hinblick auf diese Differenzen darauf geschlossen werden, dass (a) die ausgewiesenen Brunneneinzugsgebiete die wahren Einzugsgebietsgrenzen relativ gut wiedergeben, und sich (b) das ins Grundwasser eingetragene Wasser auf dem Weg zu den Brunnen soweit durch-

mischt hat, dass keine signifikanten Diskrepanzen zwischen dem geförderten Wasser im Brunnen und dem Mischwasser in den Einzugsgebieten vorhanden sind. Dies erlaubt in weiteren Schritten eine Verbindung zwischen Nitratkonzentrationen im Grundwasser der einzelnen Einzugsgebiete und im geförderten Wasser der zugehörigen Brunnen, eine der Voraussetzung für die Vorgehensweise in Kapitel 7.

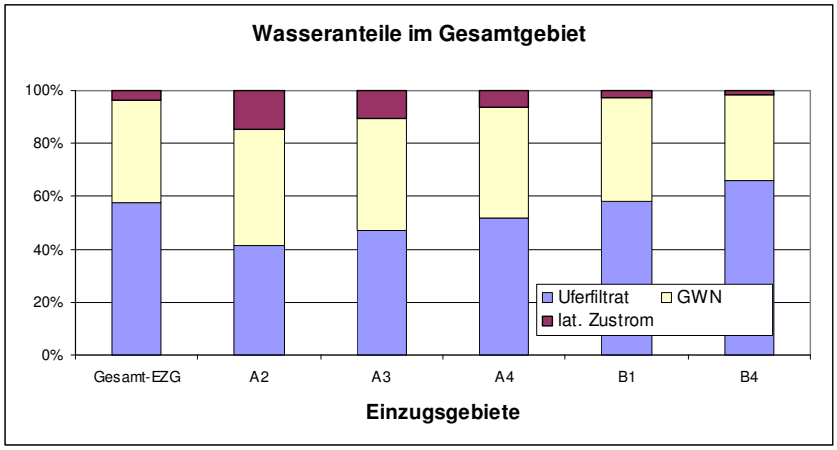

Abbildung 6.5: Anteile (%) des Grundwassers in den Einzugsgebieten der Brunnen.

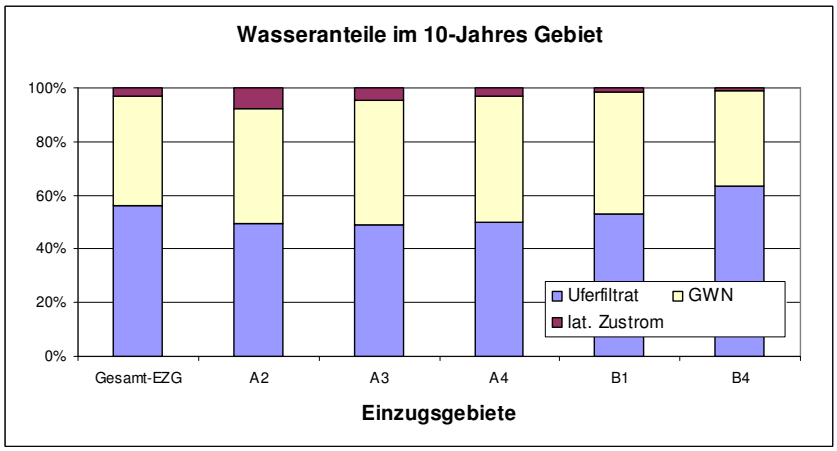

Abbildung 6.6: Anteile (%) des Grundwassers in den Einzugsgebieten, welche innerhalb von 10 Jahren in den Brunnen gefördert werden.

6.4 Verweilzeiten im Grundwassersystem

Für eine Analyse des Aquifers einschließlich der Nitrateigenschaften ist es neben den Kenntnissen über Wasseranteile und Einzugsgebiete wichtig, Informationen über die Verweilzeit des Wassers im Untersuchungsgebiet zu haben, um diesen zeitlichen Faktor bei der Interpretation mit einbeziehen zu können. Hierbei wird unter der Verweilzeit diejenige Zeitperiode verstanden, die verstreicht vom Eintritt eines Wasserteilchens in das Untersuchungsgebiet über eine der bestehenden Input-Randbedingungen bis zum Wiederaustritt. Abbildung 6.7 und Abbildung 6.8 zeigen die Verweilzeiten im Untersuchungsgebiet als über die gesamte Wassertiefe integrierten

Wert, bzw. in der oberflächennahen Grundwasserschicht. Es lassen sich auf den ersten Blick bereits einige Charakteristika festhalten: Festzustellen ist eine Tiefenabhängigkeit der Verweilzeiten, d. h. mit zunehmender Tiefe steigt auch die Verweilzeit im Aquifer. Dieser Effekt wird weiterhin überlagert von einer zu erwartenden Zunahme der Verweilzeit in Fließrichtung, d. h. in nordwestlicher Richtung.

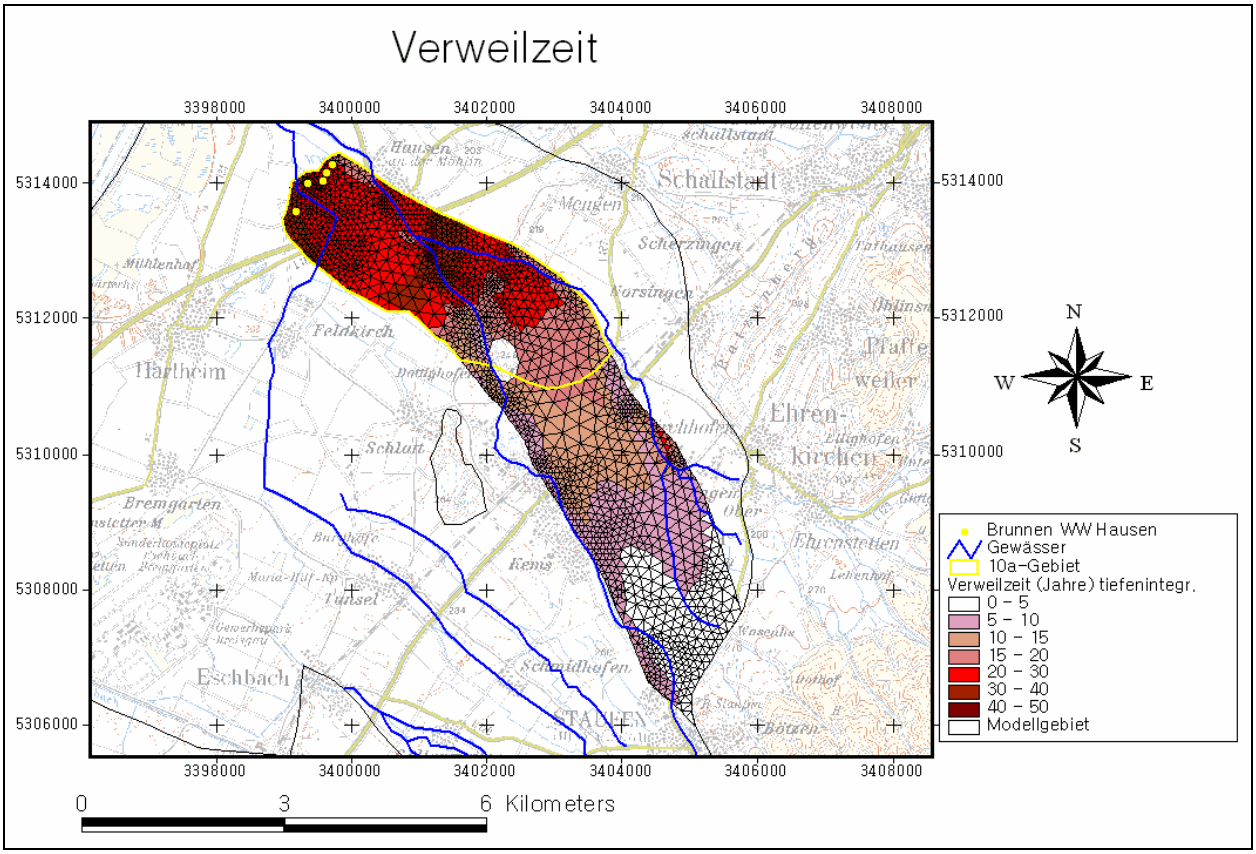

Abbildung 6.7: Verweilzeiten im Grundwasser, integriert über die Tiefe.

Die tiefenintegrierte Darstellung der Verweilzeiten muss jedoch vor allem im Bereich der hohen Verweilzeiten im nordwestlichen Ende mit Vorsicht betrachtet werden, denn mit zunehmendem Abstand vom Schwarzwald vergrößert sich auch die Aquifermächtigkeit, was dazu führt, dass mehr und mehr tiefe Wasserschichten mit entsprechend hohen Verweilzeiten in die Integration mit hineinspielen (Abbildung 6.8). Kaum Unterschiede in der tiefenintegrierten und oberflächennahen Darstellung gibt es daher in den geringer mächtigen südöstlichen Bereichen, die Verweilzeiten betragen hier ca. 15 Jahre. Im Gegensatz dazu weist in den mächtigeren Bereichen die Verteilung im 10-Jahres-Teileinzugsgebiet einen Unterschied von durchschnittlich 24 Jahren (tiefenintegriert) zu 16 Jahren (oberflächennah) auf. Insgesamt verbleibt das Wasser also im Schnitt 12 Jahre in der oberflächennahen Schicht im Aquifer, 25 Jahre an der Aquiferbasis, was insgesamt eine durchschnittliche Verweildauer von 18 Jahren im Untersuchungsgebiet ergibt.

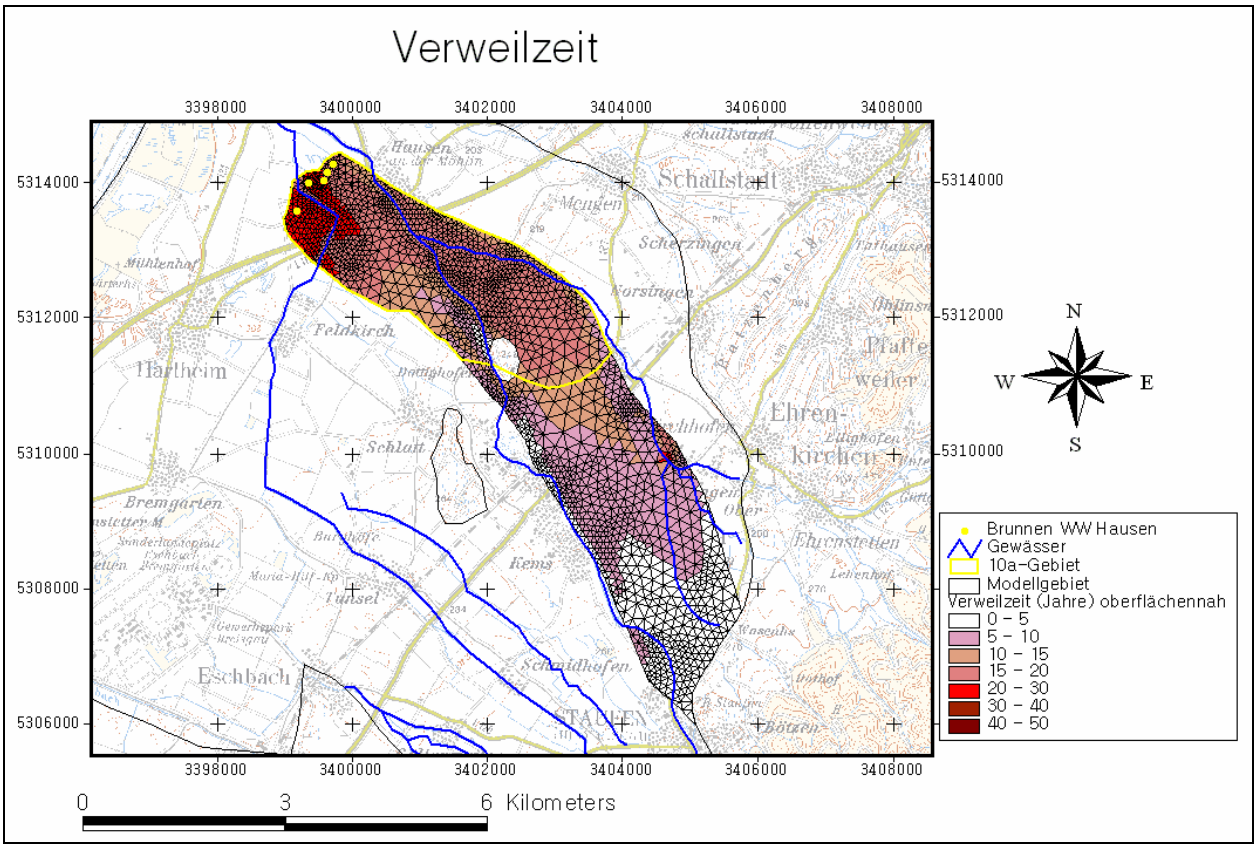

Abbildung 6.8: Verweilzeit im Grundwasser, oberflächennah.

Ansatzweise ist in Abbildung 6.8 zu erkennen, dass die Verweilzeiten im Bereich entlang der Oberflächengewässer Möhlin und Neumagen, bzw. in deren Strömungsbereich etwas geringer sind als in ihrer Umgebung. Dies hängt damit zusammen, dass hier durch hohe Werte der Uferinfiltration insgesamt größere Wasserumsätze zu verzeichnen sind und eine kontinuierliche Durchmischung mit infiltriertem Flusswasser stattfindet.

Tabelle 6.2: Übersicht Verweilzeiten (Jahre).

	Gesamtgebiet	**10a-Gebiet**
tiefenintegriert	18	24
oberflächennah	12	16
Aquiferbasis	25	36

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die große Menge an Uferfiltrat im Untersuchungsgebiet sich auch auf die Verweilzeiten auswirkt. Sowohl im Vergleich zu tieferen Schichten, welche nur in sehr viel geringerem Maße von den Uferfiltraten beeinflusst sind, als auch im Vergleich zu Bereichen, die weiter entfernt zu den Gewässern liegen, unterscheiden sich die durchschnittlichen Verweilzeiten um ca. 5 – 10 Jahre.

6.5 Wasserbilanz

Über das angewandte Grundwasserströmungsmodell ist es möglich, für das Untersuchungsgebiet eine Wasserbilanz zu erstellen, welche die einzelnen Komponenten detailliert quantifiziert. Tabelle 6.3 gibt eine Übersicht über die umgesetzte Wassermenge im Gebiet für den Zeitraum 1987 bis 1996. (Dieser Zeitraum resultiert aus der Kalibrierung des Grundwassermodells und des zugrunde gelegten Datensatzes). Der Bilanzüberschuss in Form einer positiven Speicheränderung um 1,58Mio.m³ auf insgesamt 92,47Mio.m³ steht qualitativ im Einklang mit beobachteten höheren Grundwasserständen Ende 1996 verglichen mit Januar 1987 und liefert einen Nettoüberschuss von 5l/s. Insgesamt ist bei den aufgeführten Größen zu beachten, dass es sich um gerundete Werte handeln, die einen Fehler von ca. 2% aufweisen können. Das resultiert hauptsächlich aus Ungenauigkeiten des in FEFLOW implementierten Bilanzierungswerkzeuges, mit welchem die Zu- bzw. Abströme über die Gebietsränder berechnet wurden. Die übrigen Komponenten wie Entnahmerate, Grundwasserneubildung Uferfiltrat und Speicheränderung wurden deshalb extern berechnet.

Erwähnenswert ist der Anteil an Uferfiltrat, welcher sich über die Wasserbilanz zu 133l/s errechnet, was einem prozentualen Anteil von 48% entspricht. Im Vergleich dazu wurde der Anteil der Uferinfiltration im Kapitel 6.3 für das Gesamtgebiet zu 56% bestimmt (vgl. auch Tabelle 6.1). Unter Berücksichtigung des dort aufgeführten Fehlers von 4% in Verbindung mit dem oben erwähnten Fehler bei der Wasserbilanzierung ist zu vermuten, dass die restliche Ungenauigkeit darin zu suchen ist, dass sich der Fluss Neumagen in einer für die Diskretisierung der Knotenpunkte unvorteilhafter Weise um die halbe Länge der südwestlichen Gebietsgrenze schlängelt, so dass die Unfiltration nicht ganz realitätsgetreu wiedergegeben werden kann.

Tabelle 6.3: Wasserbilanz 1987 – 1996 für das Untersuchungsgebiet.

Bilanzgröße	**Zustrom**		**Abstrom**		**Bilanz**	
Einheit	**Mio. m³**	**l/s**	**Mio. m³**	**l/s**	**Mio. m³**	**l/s**
Gebietsränder	6,63	21	31,56	100	-24,93	-79
GW-Neubildung	38,82	123	0	0	38,82	123
Uferfiltrat	41,97	133	0	0	41,97	133
Entnahme	0	0	54,28	172	-54,28	-172
Speicheränderung	0	0	1,58		-1,58	-5
Summe	**87,42**	**277**	**87,42**	**277**	**0**	**0**

Der laterale Zustrom über die Gebietsgrenzen findet in einer Größenordnung von 2,52Mio.m³ (entspricht ca. 8l/s) durch die Randbedingung des Grundwassermodells über die lateralen Zuflüsse aus den Schwarzwaldhängen in die südöstliche Seite des Gebiets statt, während die verbleibenden 4,10Mio.m³ (13l/s) über den südwestlichen Längsrand ins Untersuchungsgebiet strömen. Der Hauptteil des Abstroms über die Gebietsgrenzen hinweg findet an der nordwestlichen Seite des Untersuchungsgebietes statt, direkt hinter den Förderbrunnen (25,25Mio.m³, entspricht Nettomenge von 79l/s). Die restlichen 6,31Mio.m³ (21l/s) werden über den nordöstlichen Längsrand des Gebietes an das angrenzende Grundwasser abgegeben. Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass den lateralen Zuflüssen mit knapp 7,6% Anteil eine eher geringe Bedeutung zukommt.

Vergleicht man diese Zuflüsse mit dem in Kapitel 6.3 ermittelten Wasseranteil des Zustroms aus den Schwarzwaldhängen, so ist auch hier ein Unterschied erkennbar – dort erreicht diese Komponente lediglich 3%. Zu Bedenken ist allerdings, dass dort auf Grund der Methodik des simulierten Stofftransportes lediglich diese Randbedingung ‚lateraler Zustrom' des Grundwassermodells eine Konzentration zugewiesen bekam und folglich nur dieser Input berücksichtigt wurde. Dessen oben erwähnte 8l/s entsprechen wiederum genau den 3%, welche auch in Kapitel 6.3 ermittelt wurden.

6.6 Fazit

Über das Grundwassermodell und der Methodik der inversen Stofftransportsimulation konnten in zufrieden stellender Weise die einzelnen Teileinzugsgebiete der Brunnen des Wasserwerks Hausen ausgewiesen werden, was eine nötige Voraussetzung für weitere Arbeitsschritte ist. Ein weiterer Schritt, bei dem die ausgewiesenen Teileinzugsgebiete herangezogen wurden, war anschließend die Bestimmung der Komponenten, aus welchen das Grundwasser im Gebiet besteht, sowie die Quantifizierung der Anteile dieser Komponenten sowohl im geförderten Brunnenwasser, als auch als Durchschnittswert im Einzugsgebiet. Wie bereits vermutet überwiegt hier der Anteil Uferfiltrat aus Oberflächengewässern mit durchschnittlich 55%, was bereits ein Indiz dafür sein kann, dass die Nitratwerte in den Brunnen des Wasserwerks Hausen im Vergleich zu den Nachbarbrunnen der Wasserwerke Bremgarten und Krozinger Berg relativ gering sind. Ein weiteres Indiz ergibt sich aus der durchschnittlichen Verweilzeit im Untersuchungsgebiet, die ebenfalls stark vom hohen Anteil Uferfiltrat beeinflusst ist. Über das Gebiet gemittelt bewegt sie sich in einer Größenordnung von unter 20 Jahren, während im direkten oberflächennahen Einflussbereich des Uferfiltrats Zeiten von 5 – 10 Jahre einstellen.

7 Untersuchung der Erklärungsmodelle

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 3 und 6 beschriebenen Charakteristika des Untersuchungsgebietes bzw. des Grundwassersystems ist es nun möglich, verschiedene Erklärungsansätze zu untersuchen, welche entweder als Erklärung der Nitratdynamik im Grundwasser und im geförderten Brunnenwasser in Frage kommen, oder als Ursache ausgeschlossen werden können. Im Folgenden werden Untersuchungen bezüglich des Einflusses der Witterungsbedingungen im Untersuchungsgebiet vorgenommen, es werden mögliche Korrelationen mit der Entnahmerate der Förderbrunnen betrachtet und die Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Nitratdynamik analysiert.

7.1 Witterung

In diesem Ansatz werden die Einflüsse der Witterung auf das Grundwasser und auf die Nitratdynamik hinsichtlich der Frage untersucht, ob es Einflüsse auf die Nitratkonzentration in den Förderbrunnen gibt, oder ob mögliche Änderungen in der Witterung in einem betrachteten Zeitraum im Gebiet als Ursache für die Ganglinie der Nitratkonzentration ausgeschlossen werden können. Betrachtet werden speziell Änderungen in den Sickerwasserwassermengen im Gebiet sowie die Entwicklung des Abflusses der Oberflächengewässer. Während die Lufttemperatur und damit verbunden die aktuelle Evapotranspiration in die Berechnung der Sickerwassermengen mit einfließt, sind Auswirkungen der Grundwassertemperatur hinsichtlich Nitratabbau zu vernachlässigen, da der Abbau über Denitrifikation oder Nitratammonifikation anaerobe Bedingungen voraussetzt (*Rohmann* und *Sontheimer*, 1985), welche im oberflächennahen Grundwasser im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen.

Sämtliche zu Grunde liegenden meteorologischen Daten umfassen einen Zeitraum von 17 Jahren zwischen 1987 und 2003. Innerhalb dieses zeitlichen Rahmens ist es nicht möglich zu differenzieren, ob auftretende Schwankungen Teil eines langjährigen Trends sind, oder eigenständige Änderungen darstellen. Die folgenden Untersuchungen werden deshalb darauf beschränkt, eventuelle Auffälligkeiten der Daten in diesem Zeitraum herauszuarbeiten und zu analysieren.

7.1.1 Sickerwasser

Der erste Teil der Untersuchung bezüglich des Einflusses der Witterung auf die Nitratdynamik umfasst die Auswirkungen des Sickerwassers, d. h. der flächenhaften Grundwasserneubildung auf den Nitratgehalt an den Vorfeld-Messstellen. Die Berechnung des Sickerwassers für das gesamte Modellgebiet Hausen erfolgte dabei im Rahmen der Arbeit von *Schrempp und Morhard* (2001). Das Verfahren umfasst eine räumliche Interpolation der meteorologischen Eingangsgrößen verbunden mit der Berechnung der potentiellen Verdunstung in Abhängigkeit von der Landnutzung nach Haude-Renger und der Reduktion auf Werte der aktuellen Verdunstung nach dem Ansatz von Wendeling.

Die Ganglinie des Sickerwassers (Abbildung 7.1) weist eine längere trockenere Periode zwischen 1989 und 1993 auf, die von einem feuchten Sommer 1987 und anschließenden feuchteren Jahren mit schwankenden Sickerwasserwerten um das langjährige Mittel von 203mm umgeben ist. In diesen Jahren erreichen die Summen Werte von 270 bzw. 280mm (93/94, 94/95), zum Teil sogar über 300mm (1998/99 und 2000/01). Die Verteilung der Sickerwassermenge über die Sommer- bzw. Winterhalbjahre zeigt im Gegensatz zu den Niederschlagssummen eine generelle Dominanz der Wintermengen (Ø im Winter 153mm; Ø im Sommer: 58mm), bedingt durch die in diesem Zeitraum abgeerntete Vegetation.

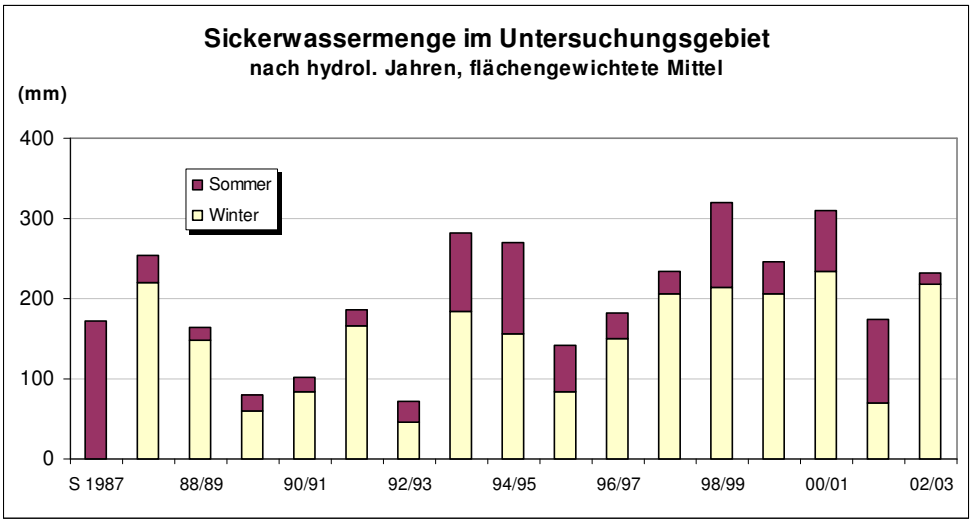

Abbildung 7.1: Sickerwassermenge unterteilt nach hydrologischen Jahren bzw. Halbjahren (Nov. – Apr. / Mai – Okt.), berechnet aus flächengewichtetem Mittel.

Die Verteilung der einzelnen Halbjahressummen ist nicht immer homogen; neben einem außerordentlich feuchten Sommer 1987 weisen die Jahre 93/94, 94/95, 98/99 und 00/01 überdurch-

schnittlich hohe Sommersummen bei gleichzeitig überdurchschnittlichen Wintersummen auf. In den Jahren 1988 – 1991 sowie 92/93 sind sowohl Sommer- als auch Wintersummen deutlich unterdurchschnittlich ausgeprägt, und im Jahr 01/02 kommt es sogar dazu, dass die Sickerwassermenge im Sommer diejenige des Winters übertrifft. Weiter ist bemerkenswert, dass die fünf höchsten Sommersummen mit 97 bis 172mm (1987, 1994, 1995, 1999 und 2002) sogar über den Winterwerten einiger trockenen Jahre liegen. Wie schon *Schrempp* und *Morhard* (2001) aus derartigen Tatsachen geschlossen haben, muss im Gebiet damit gerechnet werden, dass es auch während des Sommers zu einer Auswaschung von Stickstoff und Pestiziden aus landwirtschaftlich genutzten Flächen kommen kann, besonders wenn die Böden durch vorangegangene feuchte Jahre weitgehend gesättigt wurden und deshalb ein ausgeprägter vertikaler Wasserstrom einsetzt.

Dem Verlauf der Ganglinie kann im Untersuchungszeitraum kein eindeutiger Trend zugeordnet werden, was zudem in der Länge der Zeitreihe liegt, die für eine Trendanalyse zu kurz ist. Nichtsdestotrotz sind klar feuchte und trockene Zeiträume zu definieren, einer trockenen Periode Anfang der 90er Jahre folgen feuchtere Jahre bis 2003.

Die flächenhafte Verteilung der mittleren Sickerwassermenge aus dem Zeitraum 1987 bis 2003 ist aus Abbildung 7.2 ersichtlich. Deutlich zu erkennen ist eine Überschneidung des Effektes der West-Ost-Verteilung der Niederschlagsmenge mit der Verteilung der verschiedenen Bodentypen bzw. der daraus resultierenden nFK-Werten im Untersuchungsgebiet. Im Westen ließen leichte Auenböden mit geringer nutzbarer Feldkapazität relativ viel Sickerwasser zu, was allerdings durch die dortigen geringeren Niederschläge unterbunden wird. Weiterhin steigen nach Osten hin die Niederschlagssummen zwar an, aber tendenziell auch die nutzbare Feldkapazität, so dass sich Sickerwassermenge bis in die Mitte des Untersuchungsgebietes nicht wesentlich ändert. Erst mit den deutlich höheren Niederschlagsmengen bedingt durch das Luv des Schwarzwaldes in der östlichen Gebietshälfte steigt auch die Sickerwassermenge in diesem Bereich.

Für eine Abschätzung des Einflusses des Sickerwassers auf den Nitratgehalt ist zunächst zu klären, in welchem zeitlichen Versatz sich das eingetragene Sickerwasser im Grundwasser bemerkbar macht. Als Indikator dient hier die Reaktion der Grundwasserstände der oberflächennahen Vorfeld-Messstellen auf die jährliche Sickerwassermenge im Gebiet. Eine Betrachtung dieser Größen zeigt eine Reaktionszeit von ca. 1-2 Jahren, um die die Ganglinie der Grundwasserstände bezüglich der Sickerwassermenge versetzt ist. Dies stimmt in der Größenordnung auch überein mit der Verlagerungszeit der Sickerwassermenge durch den Boden, die sich aus Mächtigkeit,

nutzbare Feldkapazität und jährliche Sickerwassermenge zu ca. einem Jahr pro Meter Bodenmächtigkeit berechnen lässt. Für einen Vergleich zwischen Nitratgehalt des Sickerwassers und Nitratgehalt an den Vorfeld-Messstellen erscheint daher unter Berücksichtigung dieser Reaktionsdifferenz ein Vergleich der Jahresmittelwerte als sinnvoll.

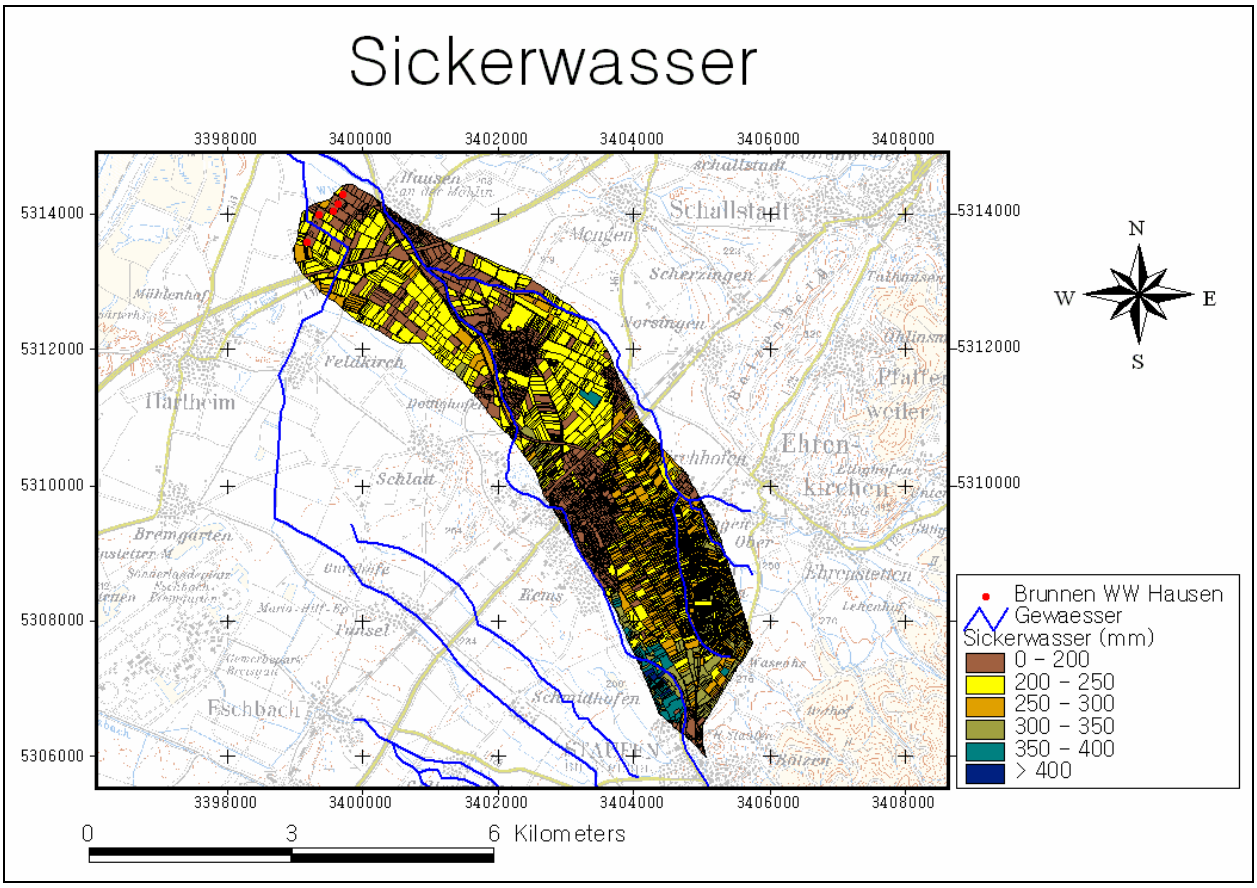

Abbildung 7.2: Flächenhafte Verteilung der mittleren Sickerwassermenge im Untersuchungsgebiet.

7.1.2 Uferinfiltration aus Oberflächengewässern

Wie bereits in Kapitel 6.3 gezeigt wurde, trägt die Uferinfiltration aus den Oberflächengewässern mit 50-60% zum Gesamtgrundwasser bei. Dieser hohe Anteil stützt nun die Vermutung, dass das Uferfiltrat Auswirkungen auf den Nitratgehalt im Grundwasser an den Vorfeld-Messstellen hat. Der hohe Variationskoeffizient des Abflusses von Möhlin und Neumagen (76% bzw. 61%) wäre hierbei eine gute Voraussetzung um Reaktionen des Nitratgehaltes zu erklären. Bei hohen Abflüssen wären somit höhere Infiltrationsraten zu erwarten, welche sich durch ihre Hintergrundkonzentration von ca. 10mg/l in verdünnender Weise auf den Nitratgehalt auswirken würden.

Abbildung 7.3 zeigt dazu die Abflussganglinien in Jahresmittelwerten (m³/s) der beiden Flüsse Möhlin und Neumagen. In etwa analog zur Ganglinie des Sickerwassers ist auch hier eine Periode mit geringeren Abflüssen von 1989 bis 1993 zu erkennen, gefolgt von einem kurzen Peak bis 1996, nach dem sich die Abflussmenge anschließend auf ein Niveau von 1,5 bis 2m³/s beim Neumagen, bzw. von ca. 0,5m³/s bei der Möhlin einpendelt. Aus den gleichen Gründen wie bei der Ganglinie des Sickerwassers kann hier ebenfalls nicht von einem Trend gesprochen werden, so dass sich folgende Untersuchung nur auf die Auffälligkeiten während des Untersuchungszeitraumes beziehen. Zusammen mit dem Sickerwasser geben die Charakteristika der Abflussganglinie ein übereinstimmendes Bild der Witterungsverhältnisse, speziell gesagt der Grundwasserneubildung wieder.

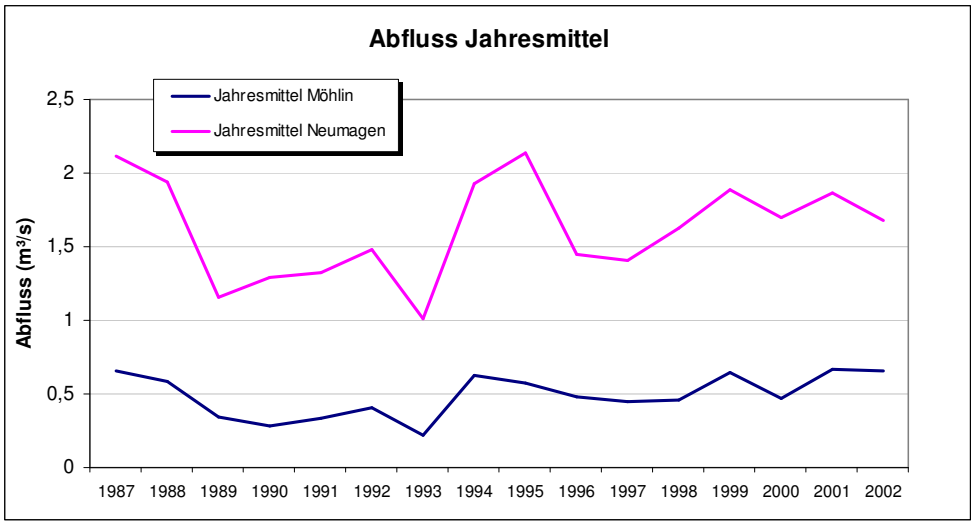

Abbildung 7.3: Abflussganglinien von Möhlin und Neumagen(Jahresmittel).

Um mögliche Unterschiede zwischen verschiedenen Vorfeld-Messstellen zu differenzieren, wurde zudem berücksichtigt, welche flächenhafte Ausdehnung das Uferfiltrat im Grundwasser hat. Dazu zeigt Abbildung 7.4 die Wasseranteile der Uferinfiltration im oberflächennahen Grundwasser wie sie in Kapitel 6.3 ausgewiesen wurden. Wie bereits in Kapitel 5.1 aufgeführt liegt die Annahme nahe, dass an den Messstellen, die sich näher zu den Flüssen befinden, ein Zusammenhang auch in der Zeitreihe des Vergleichs der einzelnen Komponenten erkennbar ist. Dieser Zusammenhang ist allerdings durch die Verteilung des Anteils an Uferfiltrat nicht direkt gefestigt. Pegel mit niedrigen Nitratkonzentrationen von 10-15mg/l nahe den Flüssen (PH 34 und PH 22) liegen hier gemäß der Modellierung in einem Bereich, der weniger durch Uferfiltrat beeinflusst ist als beispielsweise Pegel 134. Mit Werten um 20mg/l ließe das eher auf einen geringeren Einfluss an Uferfiltrat schließen. Eine Betrachtung der einzelnen Werte liefert 55-60% Uferfiltrat für die Pegel PH 34 und PH 22, während Pegel 134 im Bereich zwischen 70-75% liegt.

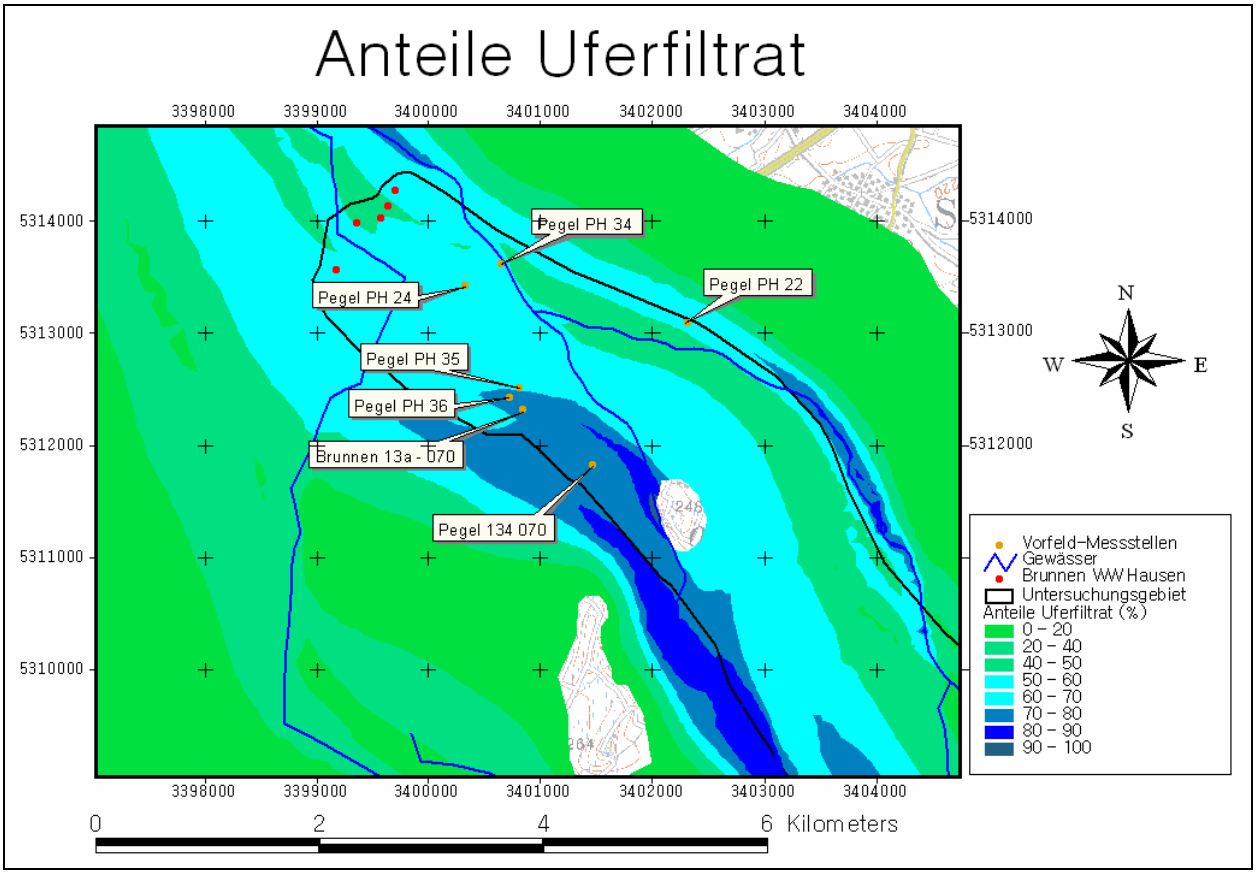

Abbildung 7.4: Einfluss des Uferfiltrats auf das oberflächennahe Grundwasser.

Schließlich kann zusammengefasst werden, dass sämtliche Vorfeld-Messstellen mit 55-75% einen hohen Anteil Uferfiltrat aufweisen, und die beobachteten Nitratwerte (mit Ausnahme der Schwankungen zwischen 1994 und 1998) diesen Einfluss auch widerspiegeln. Ob nun ein geringerer Abstand zum Vorfluter oder ein höherer Anteil Uferfiltrat einen stärkeren Einfluss auf die Nitratwerte haben, lässt sich nicht klar feststellen.

Deshalb sollen beispielhaft für beide Fälle (größerer Abstand und größerer Anteil Uferfiltrat) die Pegel PH 34 und 134-070 mit dem Abfluss der Möhlin verglichen werden. Abbildung 7.5 zeigt den Vergleich zwischen Abflussganglinie der Möhlin und Nitratgehalt des Möhlin-nahen Pegels PH 34. Es wird davon ausgegangen, dass bei höherem Abfluss mehr Uferinfiltration stattfindet, was in verdünnender Weise den Nitratgehalt beeinflusst. Der Vergleich zeigt trotz variierender Abflussganglinie der Möhlin relativ konstante Nitratwerte, mit Ausnahme des außerordentlichen Peaks zwischen 1994 und 1998. Eine eindeutige negative Korrelation ist nicht zu sehen. Ebenso lässt sich keine eindeutige negative Korrelation zwischen Nitratgehalt an Pegel 134-070 und der Abflussganglinie des Neumagen feststellen (Abbildung 7.6), obwohl die Nitratkonzentration hier

etwas mehr schwankt als bei Pegel 34. Zusammenfassend kann demnach festgehalten werden, dass kein signifikanter Einfluss des Uferfiltrats auf die Nitratganglinie der Vorfeld-Messstellen besteht.

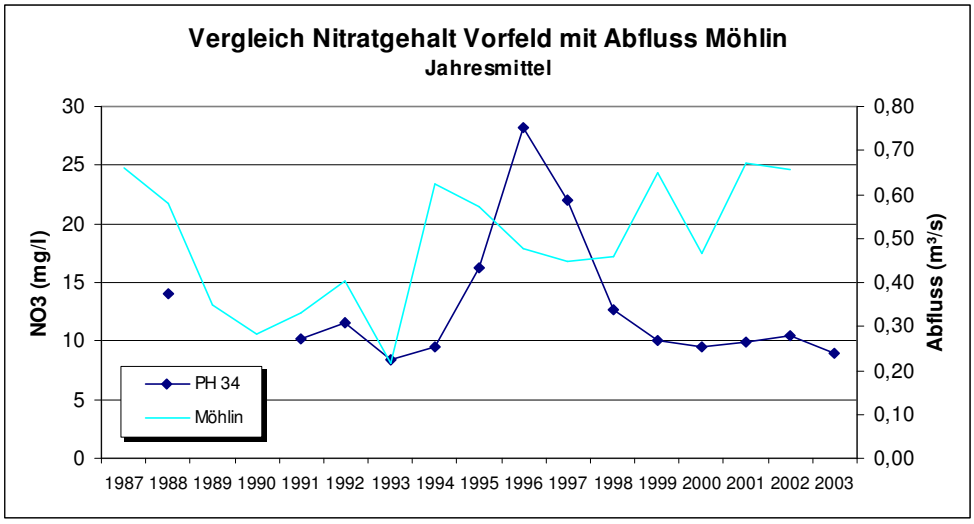

Abbildung 7.5: Ganglinien des Nitratgehaltes des vorfluternahen Pegel PH 34 verglichen mit Abflussganglinie der Möhlin (alles Jahresmittel).

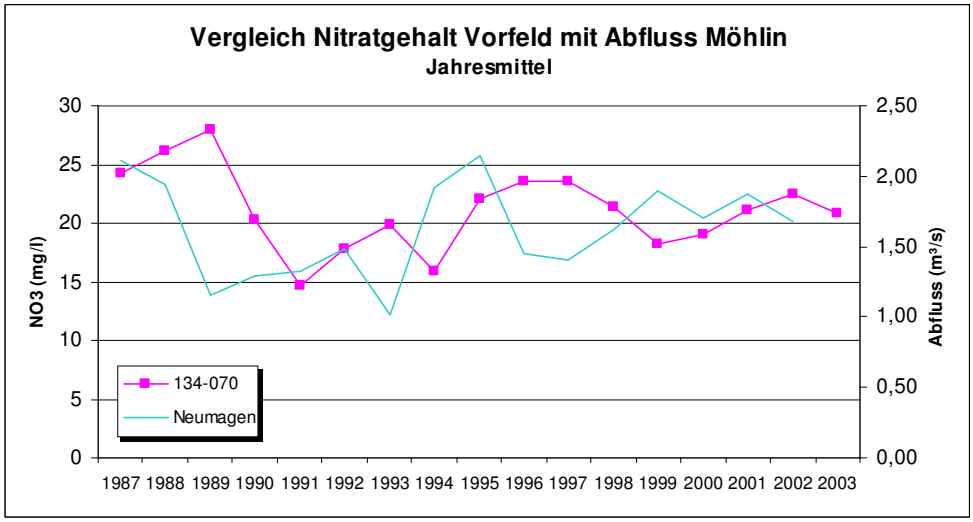

Abbildung 7.6: Ganglinien des Nitratgehaltes des Pegels 134-070 verglichen mit Abflussganglinie des Neumagen (alles Jahresmittel).

7.1.3 Nitratwerte im Sickerwasser und an Vorfeld-Messstellen

Für einen konkreten Vergleich der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit denjenigen im Grundwasser wurde auf die Ergebnisse aus einer derzeit bei der GIT Hydros Consult GmbH laufenden Modellierung der Stickstoffbilanz im Gebiet des Wasserwerks Hausen mit dem Agrarökomodell Expert-N (GSF-Forschungszentrum, Oberschleißheim) zurückgegriffen. Für den Zeitraum von 1986 bis 2003 wurde hier unter Berücksichtigung der realen Witterungsverhältnisse für verschiedene Kombinationen aus Bodentyp und Kulturart im WSG Hausen schlagbezogen der Stickstoffhaushalt unter Annahme mittlerer Erwartungswerte standortüblicher Bewirtschaftungsmaßnahmen simuliert. Aus diesen Simulationen stehen auch Sickerwassermengen und zugehörige Nitratkonzentrationen in hoher zeitlicher Auflösung zur Verfügung die für die weitere Analyse herangezogen wurden.

Abbildung 7.7 zeigt den Vergleich der Ganglinien der Nitratkonzentrationen des Sickerwassers und des Grundwassers an der Vorfeld-Messstelle PH 24. Repräsentativ für den N-Saldo wurde hier die im Untersuchungsgebiet am meisten vertretene Kulturart Körnermais herangezogen, zusammen mit der für den Standort des Pegels PH 24 zugehörigen Niederschlagsklasse 1 (775mm/a) sowie der passenden nFK-Klasse (170mm/m).

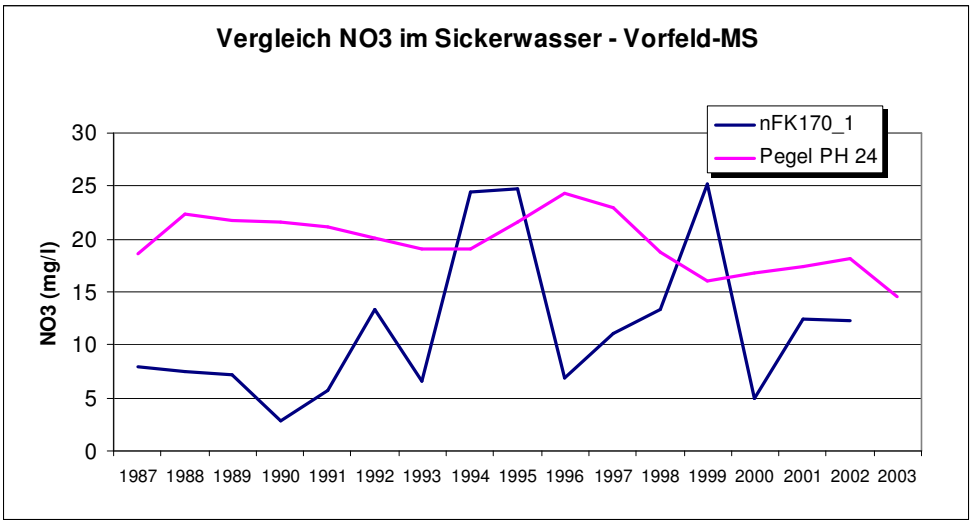

Abbildung 7.7 Vergleich der Ganglinien der Nitratkonzentration im Sickerwasser (aus Expert-N Modellierung) und an der Vorfeld-Messstelle PH 24.

Eine Reaktion der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser auf die Schwankungen der berechneten Sickerwasserdaten ist in der Form nur nach dem bereits häufiger erwähnten Peak ab 1994 zu sehen, und weist einen Zeitversatz von ca. 1-2 Jahren auf. Die restlichen Schwankungen

liegen in einem Amplitudenbereich, der keine eindeutigen Korrelationen zulässt. Sehr ähnlich verhält es sich bei den anderen Messstellen (Abbildung A 5 im Anhang), lediglich jener lokale Peak ist unterschiedlich stark ausgeprägt. So lässt sich an dieser Stelle zusammenfassen, dass lediglich das in der Sickerwasserganglinie sowie in deren Nitratkonzentration festzustellende Minimum Ende der 80er Jahre sowie der darauf folgende Peak Mitte der 90er Jahre an manchen Vorfeld-Messstellen eine verzögerte Reaktion in ihrer Nitratkonzentration hervorrufen. Andere jährliche Schwankungen beider Ganglinien können nicht eindeutig miteinander in Verbindung gebracht werden.

7.1.4 Volumenanteil und Verweilzeit

Um nun diesen Zusammenhang der Nitratkonzentration im Sickerwasser mit den Vorfeld-Messstellen in Bezug zu setzen zu der Nitratkonzentration im geförderten Brunnenwasser, müssen noch der Volumenanteil der einzelnen jährlich neu gebildeten Wasseranteile am Gesamtsystem, sowie ihre Verweilzeit bis zum Austritt aus dem abgegrenzten Aquiferbereich berücksichtigt werden.

Wie in Kapitel 6.4 aufgeführt, beträgt die mittlere Verweilzeit in der vorderen Hälfte des Untersuchungsgebietes (entspricht ungefähr dem 10-Jahres Teilgebiet), zwischen 16 Jahren an der Oberfläche und 36 Jahren in den tiefen Schichten. Das wiederum entspricht einem jährlich neu gebildeten Wasseranteil von 6% bzw. 3%. Ein derartiger Peak über 3-4 Jahre entspräche also einem Anteil an in dieser Zeit neu gebildetem Wasser von 12-24% bei einer effektiven, kurzzeitigen Erhöhung des Nitratgehaltes um teilweise ca. 10mg/l. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass diese Phänomene nicht etwa flächenhaft zu erkennen sind, sondern sich auf kleine Teilbereiche beschränken, und zudem im Grundwasser eine permanente Vermischung der Nitratwerte mit weiteren Wasserteilen erfolgt, kann daraus geschlossen werden, dass es zwar einen geringen Einfluss der Witterung auf den Nitratgehalt an manchen oberflächennahen Messstellen gibt, dieser jedoch für die Werte im geförderten Wasser zu vernachlässigen ist.

7.1.5 Zwischenfazit

In diesem Erklärungsmodell wurde der Einfluss der Witterung auf die Nitratkonzentration im Grundwasser untersucht. Berücksichtigt wurden dabei die Ganglinie der Sickerwassermenge sowie die Uferinfiltration in Form des Abflusses aus Oberflächengewässern. Da die Länge des

Untersuchungszeitraumes für eine Trendanalyse zu kurz ist, kann aus dem vorhandenen Datensatz kein Trend in den betrachteten Komponenten geschlossen werden. Effektiv reduzieren sich demnach die auftretenden Schwankungen auf drei signifikante Bereiche: nach einem feuchteren Sommer 1987 folgen mehrere trockenere Jahre bis 1993, nach denen die Wassermenge wieder ansteigt um sich anschließend auf einem gewissen Niveau einzupendeln. Dieser Verlauf wird auch in der dann folgenden Untersuchung erkannt, bei der ein Vergleich zwischen dem Nitratgehalt im Sickerwasser und der Konzentration im oberflächennahen Grundwasser der Vorfeld-Pegel angestellt wird. Teilweise sind hier Korrelationen zu erkennen, abhängig von Standort des Pegels sowie dem dort vorherrschenden Anteil an Uferfiltrat. Bezieht man allerdings die Größe der Schwankungen der Nitratkonzentration an den Vorfeld-Messstellen auf das Brunnenwasser des Wasserwerks, so kann hier von keinem signifikanten Einfluss mehr ausgegangen werden.

7.2 Pumpbetrieb

In diesem Ansatz wird untersucht, inwiefern die Entnahmerate der Brunnen Einfluss nimmt auf den im Förderwasser gemessenen Nitratgehalt, und ob dieser Einfluss gegebenenfalls für einen Anstieg des Nitrats verantwortlich gemacht werden kann. In einem ersten Schritt erfolgt eine Überprüfung des Zeitpunktes der Probenahme um die Belastbarkeit der vorhandenen Daten zu gewährleisten. Anschließend wird geklärt, inwiefern sich eventuelle Änderungen der Entnahmerate auf die Nitratganglinie auswirken und deren Schwankungen erklären können.

7.2.1 Zeitpunkt der Probenahme

Gemäß der gängigen Praxis und nach Auskunft der zuständigen Abteilung des Wasserwerkbetreibers, erfolgt die Probenahme des Nitratgehaltes 20 Minuten nach Anlauf der Pumpen. Um nun zu klären, ob aus dieser Praxis der Probenahme repräsentative Nitratwerte resultieren, wurde eine Untersuchung implementiert, welche zwei Grundannahmen voraussetzt. Die erste These besagt, dass der Zeitpunkt der Probenahme einen systematischen Fehler aufweist, da sich die gemessene Nitratkonzentration erst nach mehr als 20 Minuten auf ein konstantes Niveau einstellt. Die zweite These postuliert, dass eine mögliche Variation des Zeitpunktes der Probenahme bereits unterschiedliche Nitratkonzentrationen wiedergibt, und somit auch einen potentiellen systematischen Fehler darstellt. Zur Validierung der Belastbarkeit dieser Daten wurde im Rahmen dieser Diplomarbeit überprüft, ob mit dieser Praxis die Nitratwerte realitätsgetreu wiedergegeben werden, oder ob weitere signifikante Schwankungen nach Probenahme auftreten. Dazu führte die zuständige Abteilung des Wasserversorgers eine Messreihe an den einzelnen Brunnen durch. Drei Stunden lang wurde aus dem geförderten Brunnenwasser der Nitratgehalt bestimmt, wobei der Abstand zwischen den Proben anfänglich 30sec betrug, gegen Ende dann 30 bzw. 60min ausreichten. Es wurden Messungen an den in dieser Arbeit berücksichtigten 5 Brunnen des Wasserwerks Hausen durchgeführt, sowohl im Parallelbetrieb der Brunnengalerie, als auch bei Einzelbetrieb jedes einzelnen Brunnens, um auszuschließen, dass Interferenzen zwischen den Brunnen während gleichzeitigem Betrieb die Werte beeinflussen. Zusätzlich kann durch die Messreihe gezeigt werden, ob der Einschaltvorgang der Pumpen ein Erklärungspotential liefert, um die in den Nitratganglinien der Förderbrunnen beobachteten Schwankungen zu erläutern.

Abbildung 7.8 zeigt hierzu die Ganglinien des Nitratgehaltes der einzelnen Förderbrunnen im Abstand von 0,5 bis 180 Minuten nach Beginn des Pumpbetriebes bei regulärem Parallelbetrieb

der gesamten Brunnengalerie. Während zwei der Brunnen (A2 und A3) nur minimale Schwankungen aufweisen bei sonst relativ konstantem Konzentrationsniveau, reagieren die Brunnen A4, B1 und B4 verstärkt mit einem deutlichen anfänglichen Abfall des Nitratgehaltes der ca. 2 Minuten nach Beginn der Probenahme sein Minimum um ca. 5 bis 7mg/l unterhalb des Ausgangsniveau erreicht. Es folgt ein Wideranstieg der bis ca. 15-20 Minuten nach Pumpbeginn zumindest das Ausgangsniveau asymptotisch wieder erreicht. Ausnahme bilden die Brunnen A4 und B4 deren Niveau den Ausgangswert deutlich übersteigt. Als weitere Besonderheit lässt der Brunnen B4, im Unterschied zu den anderen Brunnen die eine stabiles Niveau erreichen, auch nach >30min bis zum Ende der Messkampagne signifikante Schwankungen erkennen die nicht allein durch einen Analysefehler (< 1mg/l) erklärt werden können.

Auch die Betrachtung der Ganglinie bei Einzelbetrieb der jeweiligen Brunnen (Abbildung 7.9) gibt keine Hinweise auf signifikant unterschiedliche Werte 20 Minuten nach Beginn des Pumpbetriebes. Die Ganglinien verhalten sich sehr ähnlich zu ersterem Szenario eines Parallelbetriebes, so dass auch im Falle eines Ausfalls eines Brunnens zum Zeitpunkt der Probenahme die gemessenen Werte als repräsentativ angesehen werden können.

Auf die Ursache der Ganglinie des Nitratgehaltes, besonders den anfänglichen Abfall der Konzentration nach 2 Minuten, der ursächlich wohl auf die kleinräumige Wirkung der Brunnenhydraulik zurückzuführen sein wird, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht näher untersucht werden. Erwähnenswert ist an dieser Stelle die starke Korrelation des Nitratgehaltes mit der Leitfähigkeit, die u. a. zusätzlich darauf hindeutet, dass das teilweise beobachtete Verhalten (B4/B1/A4) der südlichen Brunnen durch unterschiedliche Anteile unterschiedlicher Wasserkomponenten im Förderwasser nach Pumpbeginn hervorgerufen werden. Messungenauigkeiten bei der Bestimmung des Nitratgehaltes oder andere systematische Fehler können insofern als alleinige Ursache des beobachteten Verhaltens ausgeschlossen werden

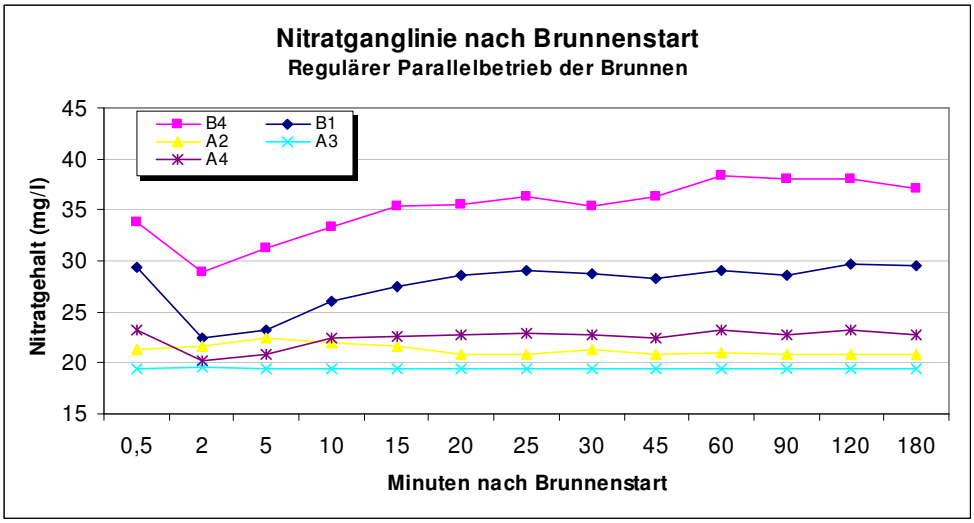

Abbildung 7.8: Nitratganglinie an einzelnen Förderbrunnen nach Pumpbeginn bei gleichzeitigem Betrieb aller Brunnen.

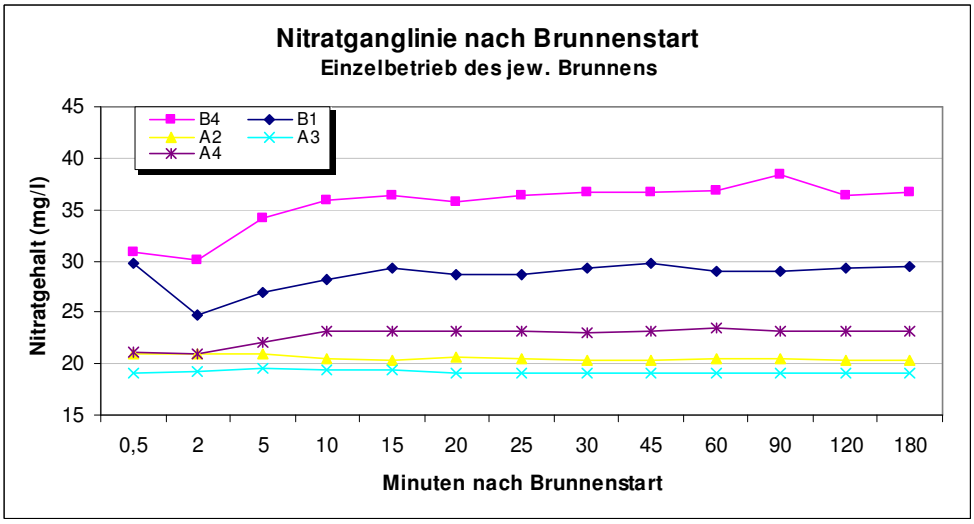

Abbildung 7.9: Nitratganglinie an einzelnen Förderbrunnen nach Pumpbeginn bei alleinigem Betrieb des jeweiligen Brunnens.

Demzufolge lässt sich zusammenfassen, dass nach 20 Minuten Förderbetrieb sowohl im Einzelbetrieb als auch Kombinationsbetrieb bereits ein ausreichendes Fördergleichgewicht erreicht wird, und demzufolge aus der Messung selbst keine über den Mess- bzw. Analysefehler hinausgehenden signifikanten Fehler in den Datenreihen zu erwarten sind. Die Daten können somit für weitere Untersuchungen herangezogen werden. Unter Berücksichtigung des Restrisikos, inwieweit die angegebenen 20 Minuten tatsächlich eingehalten wurden bei den Probenahmen, kann davon ausgegangen werden, dass die Dynamik in den Nitratganglinien der Förderbrunnen nicht durch den Einschaltvorgang erklärt werden können und somit anderweitig zu suchen sind.

7.2.2 Entnahmerate

Betrachtet man den Verlauf der Jahresmittel der Entnahmerate über den Untersuchungszeitraum, so sind in den Ganglinien der einzelnen Brunnen signifikante Änderungen erkennbar. Die Zeitpunkte des Auftretens sind abhängig von verschiedenen wirtschaftlichen Faktoren, im vorliegenden Wasserwerk wäre z. B. das Aussetzen des Pumpbetriebes wegen Kosteneinsparung oder wegen Reinigungsperioden zu erwarten. So kommt es vor, dass Brunnen in manchen Monaten überdurchschnittlich viel Wasser fördern, während andere Brunnen monatelang außer Betrieb sind. Eine Gemeinsamkeit lässt sich Anfang der 90er Jahre erkennen: Während der Brunnen A4 mit sehr geringen Entnahmeraten von zum Teil nur 50m³/Monat betrieben wird (Abbildung 7.10), kompensieren die anderen Brunnen dieses Defizit durch höhere Pumpleistung ihrerseits in diesem Zeitraum (Abbildung 7.11).

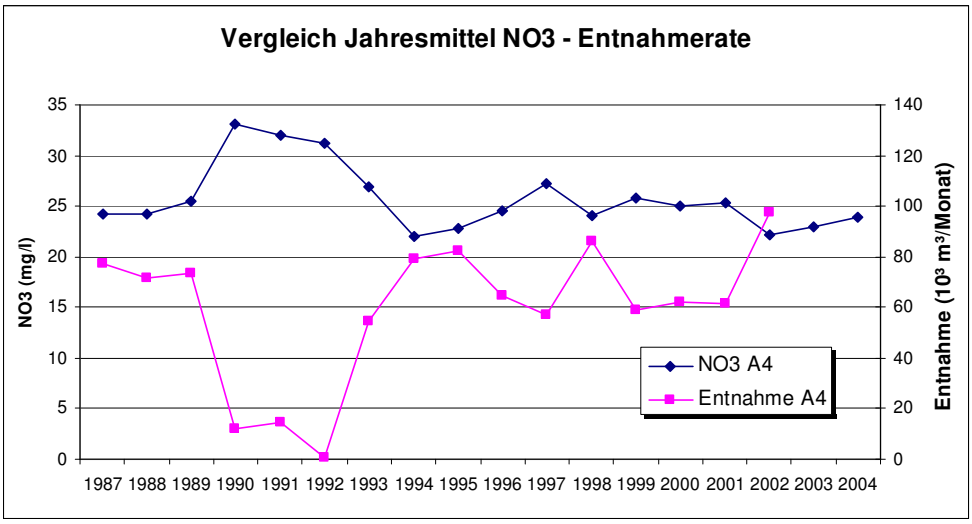

Abbildung 7.10: Vergleich der Ganglinien der Entnahmerate (10^3 m³/Monat) und des Nitratgehaltes (mg/l) an Brunnen A4.

So muss auch die vermeintliche Korrelation zwischen Entnahmerate und Nitratgehalt an Brunnen A4 (Abbildung 7.10) mit Vorsicht betrachtet werden: Erstens ist dies der einzige Brunnen, an der eine Korrelation dieser beiden Parameter derart ausgeprägt zum Vorschein kommt, was im Falle eines tatsächlichen Zusammenhangs zu denken gibt: Die Brunnen liegen relativ nahe nebeneinander, die hydrogeologischen Eigenschaften sind ähnlich. Die Größenordnung der Förderrate ist ebenfalls gleich, und die bautechnischen Eigenschaften der Brunnen (Filtertiefe, Durchmesser) weisen auch keine großen Unterschiede auf. Aus diesen Gründen wäre es eigentlich zu erwarten, dass mögliche Korrelationen an allen Brunnen auftreten, was aber nicht der Fall ist. Zweitens spricht oben erwähnte Tatsache über den Ausgleich des Pumpdefizits des Brunnens A4 durch die restlichen Brunnen der Galerie ebenfalls gegen einen Zusammenhang zwischen

Entnahmerate und Nitratgehalt. Auf Grund der Nähe der Brunnen zueinander und der Überschneidung der benachbarten Einzugsgebiete kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, dass die geringe Pumprate des Brunnens A4 in diesem Zeitraum wirklich eine signifikante Änderung des Wasserstroms hervorgerufen hat und damit zu einem Anstieg des Nitratgehaltes an eben diesem Brunnen führte.

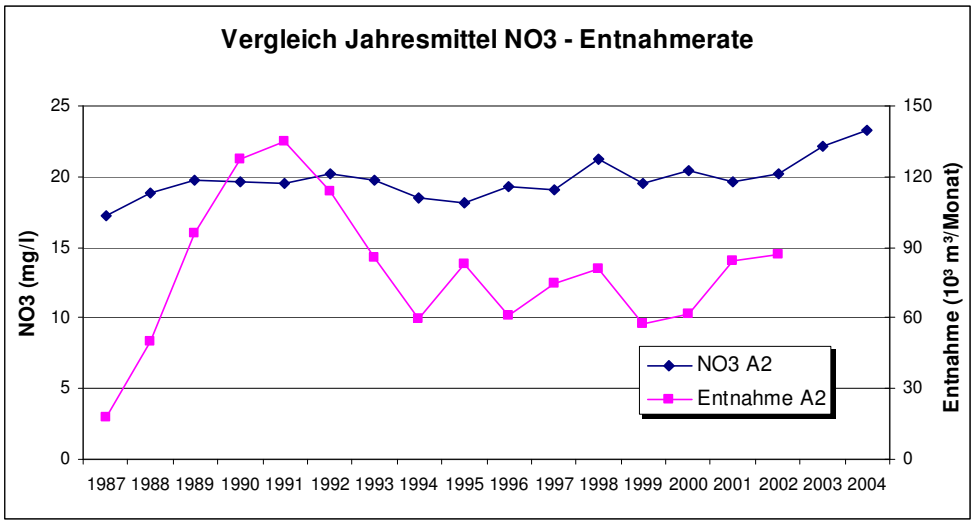

Abbildung 7.11: Vergleich der Ganglinien der Entnahmerate (10^3 m^3/Monat) und des Nitratgehaltes (mg/l) an Brunnen A2.

7.2.3 Zwischenfazit

Dieser Ansatz geht von einer ersten Analyse der Nitratganglinie in den ersten 3 Stunden nach Pumpbeginn aus. Dabei stellt sich heraus, dass die angegebenen 20 Minuten nach Pumpbeginn für die Probenahme des Nitrats ein ausreichender Zeitpunkt für repräsentative Werte sind, da sich Schwankungen in den gemessenen Werten bis dahin auf eine Minimalamplitude verringert haben. Diese Schwankungen reichen in einer weiteren Überlegung auch nicht dafür aus, um die beobachteten monatlichen Schwankungen in der Nitratganglinie zu erklären.

Die zweite Analyse befasst sich mit möglichen Einflüssen der Entnahmerate auf den Nitratgehalt. Die vermeintliche Korrelation der Ganglinien der Entnahmerate und des Nitratgehaltes wird dadurch entkräftet, dass sie nur am Brunnen A4 zu erkennen ist, und sich das signifikante Minimum der Entnahmerate Anfang der 90er Jahre durch erhöhte Pumpleistung der benachbarten Brunnen kompensieren lässt. Auf Grund dieser Tatsachen kann ein Einfluss der Entnahmerate auf den Nitratgehalt zwar nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, ist jedoch für den Untersuchungszeitraum dieser Arbeit nicht erkennbar.

7.3 Landnutzung

Im letzten Erklärungsmodell sollen nun die Auswirkungen der Landbewirtschaftung mit ihren standortspezifischen Faktoren auf die Nitratbelastung im Einzugsgebiet des Wasserwerks Hausen untersucht werden. Dafür wird nach einer Ausweisung der auswaschungsrelevanten Kulturarten im Untersuchungsgebiet die effektive mittlere Stickstoff-Auswaschung (N-Auswaschung) aus diesen Flächen ermittelt, um daraus anschließend die ins Grundwasser eingetragene Nitratmenge sowie die im Grundwasser resultierende gesamte Nitratkonzentration zu berechnen. So wird es möglich, das Ursachenpotential zu bewerten, welches die Landwirtschaft als Nitratquelle für das Grundwasser und das in den Brunnen geförderte Wasser darstellt. Anschließend erfolgt eine Analyse, inwieweit potentielle Änderungen in der Landnutzung auch für Änderung im Nitratgehalt verantwortlich gemacht werden können.

7.3.1 Auswertung der Flächenanteile relevanter Kulturarten

Bevor Aussagen getroffen werden können über die Höhe der Stickstoff-Auswaschung aus diversen Kulturarten oder deren zeitliche Änderungen während des Untersuchungszeitraumes, bedarf es vorerst einer Ausweisung derjenigen Kulturarten, welche in relevanter Weise zur N-Auswaschung beitragen. Die Entscheidung darüber, welche Kulturarten für weitere Berechnungen bedeutend sind, erfolgte anhand der mittleren N-Salden der Kulturarten verbunden mit dem tatsächlichen Flächenanteil innerhalb des Untersuchungsgebietes. Da die Kartierung der Nutzung insgesamt über vierzig verschiedene Nutzungsarten aufweist, von denen erstens nicht alle relevant für die N-Auswaschung sind, und zweitens zum Teil zu ähnlichen Gruppen gehören oder ähnliche Größenordnungen der N-Salden aufweisen, wurden Nutzungsarten zusammengefasst, so dass effektiv nur noch acht verschiedene Nutzungsgruppen übrig blieben. Somit untergliedern sich die landwirtschaftlich genutzten Flächen in die in Tabelle 7.1 aufgeführten acht Kulturarten, welche 1995 und 2003 insgesamt je 93% der landwirtschaftlichen Fläche ausmachen. Der mit Abstand größte Teil fällt dabei in beiden Jahren auf die verschiedenen Kulturarten des Mais mit insgesamt 65% Flächenanteil im Jahr 1995 und 70% 2003. Für weitere Berechnungen wurde hier auf Grund des nicht unerheblichen Flächenanteils und des doch signifikanten Unterschieds der N-Salden zwischen Saatmais und Körnermais unterschieden, wobei die Sorte Silomais mit zum Körnermais gezählt wurde. Während die Kartoffeln ebenfalls auf Grund der unterschiedlichen N-Salden unterschieden wurden in Früh- und Spätkartoffeln, erfolgte beim Tabak wegen der verhältnismäßig geringen Flächenanteile keine weitere Unterteilung mehr nach den Sorten Vir-

gin und Dunkel. Zu typischem Wintergetreide wurden die in der Kartierung ausgewiesenen Kulturarten Getreide, Triticale, Weizen, Winterweizen und Wintergerste zusammengefasst, die Sommergerste umfasst die Kulturen Dinkel, Hafer, Sommergerste, Sommergetreide, Sommerroggen und Sommerweizen. Von den erwähnten Sonderkulturen wurden lediglich Tabak und Spargel berücksichtigt, die Erdbeeren fallen auf Grund ihres zu geringen Flächenanteils raus.

Der Unterschied der Flächenanteile an N-Auswaschungsrelevanten Kulturarten zwischen 1995 und 2003 kann Tabelle 7.1 und als Übersicht auch Abbildung 7.12 entnommen werden. Es zeigt sich eine leichte Steigerung des landwirtschaftlich genutzten Flächenanteils von 61,1% auf 63,6%, wobei der Anteil an nicht differenzierten sonstigen landwirtschaftlichen Kulturarten gleich bleibt. Somit kann folglich davon ausgegangen werden dass innerhalb der relevanten Kulturarten eine Verschiebung von Winterweizen und Spätkartoffeln hin zu Mais, Sommergerste und Spargel erfolgte.

Tabelle 7.1: Relevante Kulturarten für N-Auswaschung mit Flächenanteilen 1995 und 2003 im Gesamtgebiet.

	Flächenanteil 1995		**Flächenanteil 2003**	
Kulturart	**(ha)**	**(%)**	**(ha)**	**(%)**
Frühkartoffeln	32,8	3,2	41,1	3,8
Körnermais	585,3	57,0	606,5	56,7
Saatmais	80,7	7,9	140,1	13,1
Sommergerste	56,6	5,5	82,7	7,7
Spargel	48,0	4,7	65,3	6,1
Spätkartoffeln	13,8	1,3	7,1	0,7
Tabak	0,02	0,002	14,0	1,3
Wintergetreide	137,8	13,4	38,5	3,6
Nicht-relevante Kulturarten	71,7	7,0	74,4	7,0
Gesamtfläche Landwirtschaft	**1026,9**	**100**	**1069,6**	**100**
Gesamtfläche Gebiet	**1680,5**		**1680,5**	

Auswirkungen auf die N-Salden bzw. effektive N-Auswaschung aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen hat neben der Hauptfrucht zudem eine eventuell angebaute Zwischenfrucht, die den Stickstoffaustrag aus der durchwurzelten Bodenzone reduziert. Diese wird allerdings nicht differenziert betrachtet, sondern wird bei der Simulation in Expert-N bereits mitberücksichtigt.

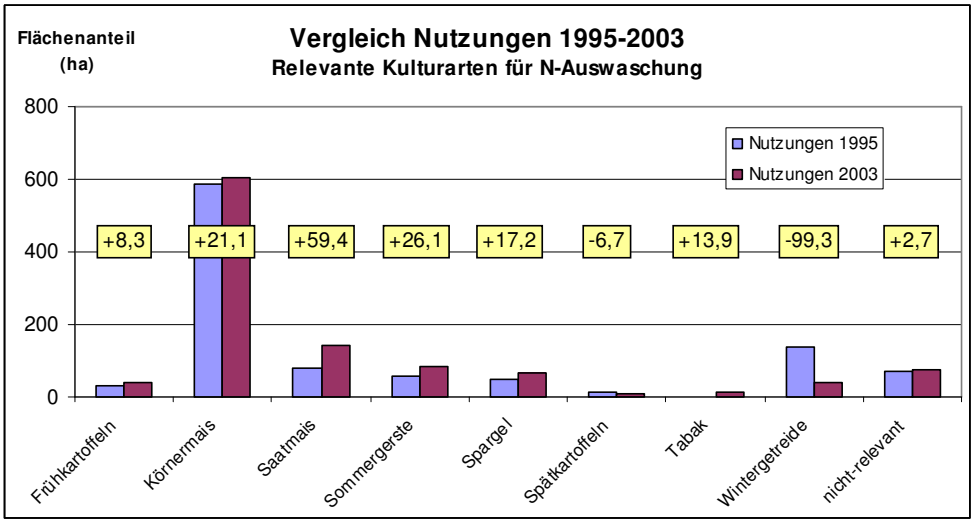

Abbildung 7.12: Entwicklung der Flächenanteile der Kulturarten zwischen 1995 und 2003 im Untersuchungsgebiet incl. Änderung (ha) bezüglich Vorjahr.

Ein weiteres Problem der Landnutzungskartierung stellt zudem die Tatsache dar, dass eine umfassende Kartierung im Untersuchungszeitraum lediglich in den Jahren 1995 und 2003 erfolgte, während in den übrigen Jahren nur Teilnutzungskartierungen vorliegen, deren jeweils nicht kartierte Flächen für die flächendeckende Berechnung der Grundwasserneubildung und übrigen Bodenwasserhaushaltsgrößen mit Werten aus den vorangehenden Jahren aufgefüllt wurden und somit keine Grundlage für eine jahresspezifische Auswertung der realen Flächennutzungsanteile erlaubt. Eine Beschränkung auf die kartierten Situationsaufnahmen von 1995 und 2003 war daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit notwendig.

In der später folgenden Untersuchung über das Ursachenpotential des ausgewaschenen Nitrats wird neben dem Gesamtgebiet ebenfalls eine Betrachtung der in Kapitel 6.2 ausgewiesenen 10-Jahres Teileinzugsgebiete vorgenommen werden. Tabelle 7.2 gibt daher eine Übersicht über die Flächenverteilung der für die N-Auswaschung relevanten Kulturarten in diesem Teilgebiet für die Nutzungssituationen 1995 und 2003. Erwähnenswert ist dabei, dass die Größenordnungen der prozentualen Flächenanteile der einzelnen Kulturarten weitgehend mit deren Verteilung im Gesamtgebiet übereinstimmen, lediglich der Spargel ist im 10-Jahres-Gebiet vermehrt aufzufinden.

Tabelle 7.2: Relevante Kulturarten für N-Auswaschung mit Flächenanteilen 1995 und 2003 im 10-Jahres-Einzugsgebiet.

	Flächenanteil 1995		Flächenanteil 2003	
Kulturart	**(ha)**	**(%)**	**(ha)**	**(%)**
Frühkartoffeln	29,0	5,8	28,9	5,7
Körnermais	242,0	48,3	258,4	50,8
Saatmais	80,7	16,1	82,2	16,2
Sommergerste	32,8	6,5	10,5	2,1
Spargel	45,1	9,0	60,7	11,9
Spätkartoffeln	9,1	1,8	3,4	0,7
Tabak	0,0	0,0	2,3	0,5
Wintergetreide	33,2	6,6	16,9	3,3
Nicht-relevante Kulturarten	29,7	5,9	45,6	9,0
Gesamte Landwirtschaft	**501,6**	**100**	**508,9**	**100**
Gesamtfläche 10a-Gebiet	**797,4**		**797,4**	

7.3.2 Stickstoffaustrag und Nitratkonzentration

Stickstoffaustrag

Um zu quantifizieren wie groß die N-Salden der einzelnen als relevant für die N-Auswaschung bezifferten Kulturarten ist, wurde auf verschiedene Quellen zurückgegriffen. Die gängigen Literaturwerte wurden validiert über simulierte N-Salden aus der erwähnten Modellierung mit dem Agrarökomodell Expert-N. Hier erfolgte die Ausweisung der mittleren N-Salden für die Kulturarten Sommergerste, Winterweizen, Früh- und Spätkartoffeln, Körnermais, Tabak und Spargel. Die Modellierung umfasst eine Differenzierung nach nutzbarer Feldkapazität in 65, 100, 140, 170, 210 und 240mm/m und zum Teil nach Niederschlagsmenge in ca. 775mm in Rheinnähe und ca. 900mm in Schwarzwaldnähe. Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Unterteilung der Nutzungsarten lediglich nach den zwei nFK-Klassen 150mm/m (Wertebereich 0-180mm/m) und 215mm/m (Wertebereich 180 – 270mm/m) erfolgte, im Sinne einer besseren Vergleichsmöglichkeit die Zusammenfassung der simulierten N-Salden der Werte 100, 140, 170mm/m zur 150mm/m-Klasse, und die 210 und 240mm/m-Werte zur 215mm/m-Klasse. Berücksichtigt wurde bei der Modellierung weiterhin ein Austrag bzw. Abbau über die Verlustpfade Grundwasserneubildung, Ammonifikation / Volatisation und Denitrifikation.

Die so erarbeiteten Daten wurden anschließend zusammen mit einem Vertreter der Fachabteilung des zuständigen Wasserversorgers, badenova AG & Co.KG., Herrn Selz überprüft und ge-

gebenenfalls gebietsspezifisch angepasst. Da bei der Modellierung mit Expert-N die Kulturart Saatmais nicht explizit modelliert wurde, erfolgte hier die Ausweisung der gebietstypisch im Mittel zu erwartenden, in das Grundwasser ausgetragenen N-Salden in Abstimmung mit dem Fachberater. Bei der Modellierung erfolgte die Differenzierung nach verschiedenen Niederschlagsstationen nicht für jede Kulturart, sondern war abhängig vom Standort der Kulturart innerhalb des Modellgebietes. Die Kulturarten Spargel, Tabak sowie die Kartoffeln erfahren demnach keine Unterteilung nach Niederschlagsmenge. Für diesen Fall wurde für die Berechnung der N-Salden im Untersuchungsgebiet der vorhandene Wert für beide Stationen berücksichtigt.

Tabelle 7.3 gibt nun eine Übersicht über die mittlere ausgewaschene Menge an Stickstoff aus den auswaschungsrelevanten landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet, unterteilt nach nFK-Klasse und Niederschlagsstation. Die Werte stellen Mittelwerte der simulierten N-Salden dar, und weisen trotz der Klassifizierung nach Bodenparametern und Niederschlagsmenge noch relativ große Schwankungsbereiche von zum Teil 30 bis 50kg/ha auf. Für die durchgeführte Untersuchung allerdings ist die Verwendung von Mittelwerten ausreichend, da sowohl für die Analyse des Belastungspotentials, als auch für die Auswirkungen der Nutzungsänderungen eine gute fachliche Praxis als Annahme vorausgesetzt ist. Es ist nicht im Sinne des Erklärungsmodells, extreme Einzeljahre zu überprüfen, sondern unter allgemein gültigen Rahmenbedingungen einen Zusammenhang zwischen den einzelnen Komponenten aufzuzeigen.

Tabelle 7.3: Mittlere N-Salden der Kulturarten entsprechend nFK-Klasse und Niederschlags-Klasse unter idealisierten, gebietstypischen Bedingungen.

Kulturart	nFK-Klasse (mm/m)	N-Saldo (kg/ha) NS-Station 1	N-Saldo (kg/ha) NS-Station 9
Sommergerste	150	55	58
	215	43	48
Spargel	150	58	58
	215	76	76
Tabak	150	137	137
	215	209	209
Wintergetreide	150	117	138
	215	83	132
Körnermais	150	65	75
	215	43	60
Frühkartoffel	150	125	125
	215	114	114
Spätkartoffel	150	79	79

	215	71	71
Saatmais	150	115	125
	215	95	110

Neben den für die N-Auswaschung als relevant klassifizierten Kulturarten erfolgt ein N-Austrag aus sämtlichen anderen Oberflächen. Die nicht künstlich gedüngten Grünflächen weisen lediglich den aus der Atmosphäre aufgenommenen Stickstoff als potentiellen N-Gehalt auf. Bezüglich der Siedlungsflächen bleibt es ausgehend von der Tatsache, dass es im Gebiet keine nennenswerten punktuellen N-Quellen gibt, ebenfalls schwer, den potentiellen N-Austrag zu quantifizieren. Es musste bei den nicht-relevanten Nutzungen demnach zu einem allgemeinen Mittelwert gegriffen werden, der bei 15kg/ha/a festgesetzt wurde, was ungefähr der Menge Stickstoff aus atmosphärischem Eintrag entspricht.

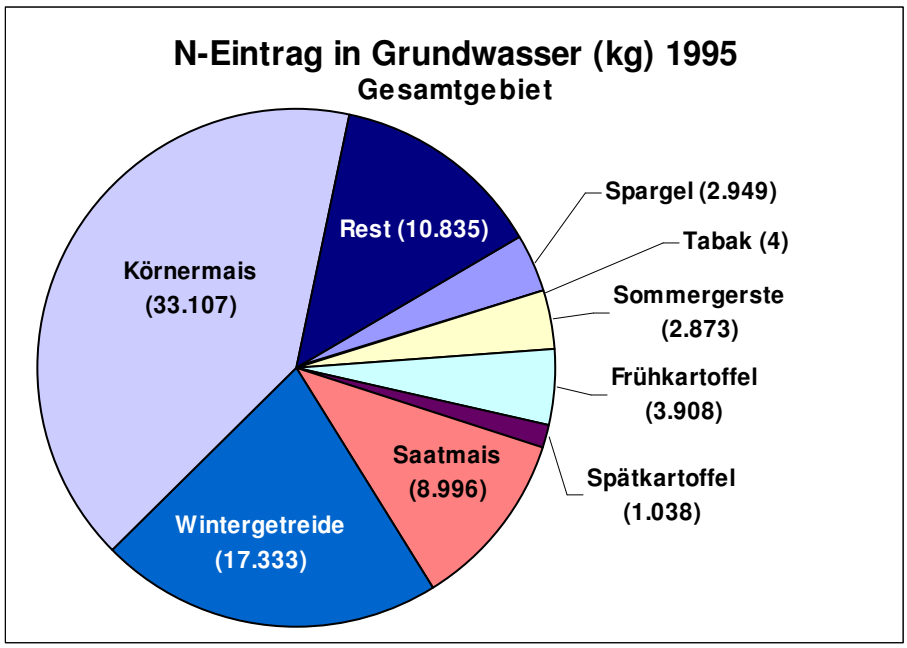

Abbildung 7.13: Aufteilung des gesamten N-Eintrags ins Grundwasser (kg) im Untersuchungsgebiet 1995 (Bemerkung: Punkte kennzeichnen Tausender-Trennstellen).

Mit Kenntnis der N-Salden der einzelnen Kulturarten kann nun über eine Flächengewichtung die Menge Stickstoff bestimmt werden, welche in einem Jahr aus den einzelnen Kulturarten ausgewaschen wird. Abbildung 7.13 gibt hierzu eine Übersicht, wie die insgesamt ausgetragenen 81088 kg Stickstoff auf die verschiedenen relevanten Kulturarten sowie der restlichen, nicht-relevanten Flächen verteilt ist. Erwähnenswert ist, dass die Kulturen Körnermais, Saatmais und

Wintergetreide, die zusammen 48% der Gesamtfläche ausmachen, verantwortlich sind für knapp 75% des gesamten Stickstoffeintrags ins Grundwasser.

Anhand der flächengewichteten mittleren Stickstoff-Salden für die einzelnen Kulturarten lässt sich schließlich ein flächengewichtetes Mittel für den N-Austrag berechnen. Für das gesamte Untersuchungsgebiet beträgt dieses Mittel 48,2kgN/ha/a, das 10-Jahres-Teileinzugsgebiet weist einen Durchschnittswert von 47,4kgN/ha/a auf. Damit liegen die Werte um gut 10kg/ha/a unter dem Mittelwert des benachbarten Wasserschutzgebietes Krozinger Berg, den *Schrempp und Morhard* (2001) auf 59kg/ha/a bestimmt haben.

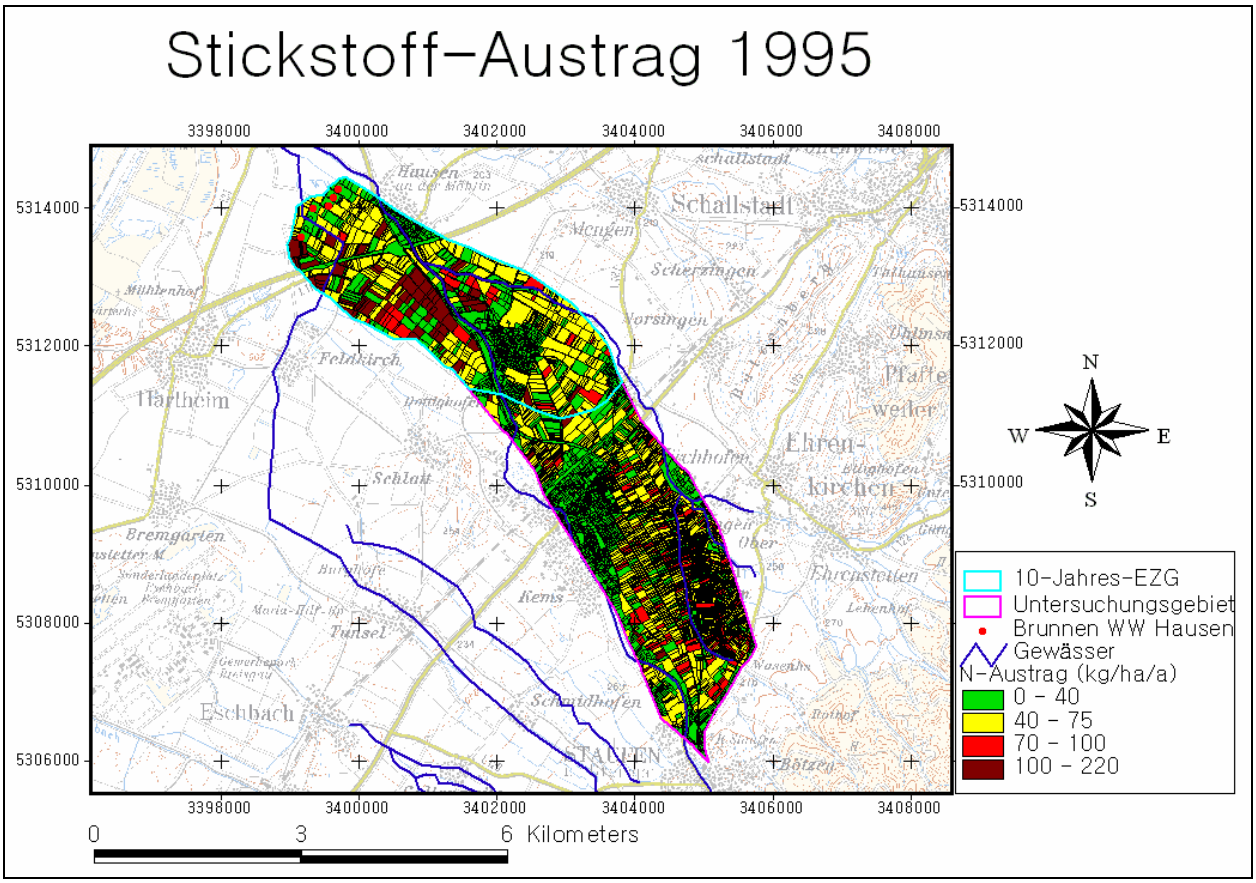

Abbildung 7.14: Mittlerer Stickstoff-Austrag aus Untersuchungsgebiet (kg/ha/a) im Jahr 1995.

Betrachtet man die flächenhafte Verteilung des mittleren N-Austrages im Jahr 1995 (Abbildung 7.14), so ist eine grobe Unterteilung der Böden nach ihrer nutzbaren Feldkapazität erkennbar, die größere N-Auswaschungen vermehrt im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes verursacht. Im Speziellen fällt auf, dass sich die Flächen mit hohem N-Austrag über 100kg/ha/a zum Großteil auf das Gebiet im direkten Vorfeld des Wasserwerks befinden, was durch die leichteren Böden in diesem Bereich verbunden mit problematischen Kulturarten wie Saatmais, Spargel

oder Winterweizen hervorgerufen wird. Besonders treten die zusammenhängenden Saatmaisflächen mit N-Salden über 100kg/ha/a südlich des Zusammenflusses der Gewässer Möhlin und Neumagen hervor. Berücksichtigt man nun die in diesem nordwestlichen Teil vorhandenen Auenböden mit Wasserkapazitäten von ca. 150mm/m verbunden mit den lokalen Witterungsbedingungen, welche auch im Sommer erhöhte Grundwasserneubildung verursachen können, so ist es in diesem Gebietsteil sehr gut möglich, dass die bereits von *Schrempp und Morhard* (2001) postulierte Problematik auch hier zutrifft: Durch die geringe Wasserkapazität verbunden mit der verstärkten Sickerwasserbewegung auch in Sommermonaten erweist sich nicht nur der Anbau bestimmter Kulturarten mit tendenziell hohem N_{min}-Niveau, sondern auch die intensive ackerbauliche Nutzung eher ungeeigneter Standorte mit hohen Durchlässigkeiten und geringen Wasserkapazitäten als Problemfaktor.

Nitratkonzentration

Für weitere Untersuchungen des Ursachenpotentials der Landwirtschaft für Nitrat ist es in einem nächsten Schritt erforderlich, die ermittelten N-Salden im Untersuchungsgebiet in die Nitratkonzentration umzurechnen die sich unter Berücksichtigung der Landnutzungsverhältnisse und im Grundwasser ergibt. Hierbei ist es mit der Kenntnis über die Größe der verschiedenen Wasseranteile sowie der zugehörigen Nitratkonzentration möglich, die Mischkonzentration des Grundwassers zu bestimmen. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet sich dabei aus der ausgewaschenen Menge Stickstoff gemäß der allgemeinen Umrechnungsformel (*Rohmann* und *Sontheimer*, 1985) wie folgt:

$$C_{(NO_3)} = \frac{N_A \cdot 440}{GWN / a} \qquad \text{(Gl. 1)}$$

mit	$C_{(NO3)}$:	Nitratkonzentration	(mg/l)
	N_A:	Ausgewaschener Stickstoff	(kg/ha/a)
	GWN/a:	Mittlere Grundwasserneubildung pro Jahr	(mm/a)

Für das Sickerwasser im Gesamtgebiet resultiert gemäß Gleichung 1 bei einem mittleren N-Austrag von rund 48kg/ha/a eine Nitratkonzentration von knapp 101mg/l. Dieser Wert variiert zwischen 73mg/l und 120mg/l, je nach untersuchtem Teileinzugsgebiet. Übersicht darüber gibt Tabelle A 2 im Anhang. Für die Uferinfiltration aus den Oberflächengewässern wird die aus langjährigen Messwerten gemittelte Hintergrundkonzentration von 10mg/l angenommen. Die lateralen unterirdischen Zuströme aus den Schwarzwaldhängen wurden zwar nicht messtech-

nisch bestimmt, können aber ebenfalls mit einer mittleren Konzentration von 10mg/l festgesetzt werden, da man allgemein davon ausgehen kann, dass auf den Hängen kaum Landwirtschaft betrieben wird und daher die Konzentration des durch Versickerung gebildeten Wassers ähnlich derjenigen in den aus dem Schwarzwald kommenden Oberflächengewässern sein müsste. Ungenauigkeiten sind bei den Zuflüssen zudem nur von untergeordneter Bedeutung, da diese lediglich mit einem Anteil von ca. 5% zum Gesamtwasser beitragen.

Tabelle 7.4 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse dieser Berechnung für das Gesamtgebiet: Die berechnete Mischkonzentration des Grundwassers ergibt demnach einen Wert zwischen 43,6 und 43,7mg/l für die Jahre 1995 bzw. 2003, was etwas höher liegt als der langjährige Mittelwert der Vorfeld-Messstellen. In einigen Monaten liegen die dortigen Werte allerdings im Bereich dieser berechneten Mischkonzentration, welche daher als realistisch angesehen werden kann. Eine Gesamtübersicht über die resultierenden Konzentrationen sowohl des Gesamtgebietes, als auch des Gesamten 10-Jahres-Gebietes, als auch der 10-Jahres-Teilgebiete der einzelnen Brunnen ist der Tabelle A 3 im Anhang zu entnehmen.

Tabelle 7.4: Mittlere NO_3-Konzentrationen im Grundwasser des Gesamtgebietes, berechnet aus mittlerem flächengewichtetem N-Austrag und Wasseranteilen.

	Mittelwert	1995	2003
Wasserkomponenten (Anteile in %)			
OFG:	56	56	56
GWN:	37	37	37
BC2:	3	3	3
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):			
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00
NO_3 in GWN:	100,89	100,99	100,78
NO_3 in Gesamtgebiet (berechnet)	43,67	43,71	43,63
NO_3 in Gesamtgebiet (gemessen, über EZG gemittelt)	22,93	21,96	23,90

Wie bereits erwähnt basieren diese Mischkonzentrationen auf idealisierter gebietstypischer Bewirtschaftungspraxis sowie auf dem berechneten Stickstoffeintrag aus der Landnutzung zu speziellen Zeitpunkten und mittlerem N-Austrag. Sie spiegeln daher nicht die reale Mischkonzentration im Grundwasser wider, sondern entsprechen nur einem mittleren Erwartungswert, der unter Berücksichtigung der gängigen Rahmenbedingungen in diesem Gebiet auftreten sollte.

7.3.3 Ursachenpotential der Landwirtschaft

Um Aussagen treffen zu können über das Ursachenpotential der Landwirtschaft bezüglich des Nitratgehaltes im Grundwasser, werden die berechneten Nitrat-Mischkonzentrationen den gemessenen im Förderwasser gegenüber gestellt. Beide Werte können ebenfalls aus
Tabelle 7.4 sowie Tabelle A 3 im Anhang entnommen werden. Es ist hier zu erkennen, dass die berechneten Werte durchgehend über den gemessenen liegen. Im Gesamtgebiet beträgt der mittlere Erwartungswert aus den berechneten N-Salden im Durchschnitt 43,7mg/l, dem gegenüber steht eine gemessene Konzentration im Förderwasser von ca. 23mg/l. Berücksichtigt man lediglich das 10-Jahres-Einzugsgebiet als Quelle des Hauptanteils des Wassers, welches innerhalb dieser Zeit zum Förderwasser beiträgt, so lässt sich kein großer Unterschied erkennen: Den gemessenen Konzentrationen von ca. 23mg/l stehen hier Werte von 42,6mg/l gegenüber, also lediglich eine Abweichung zum Gesamtgebiet von gut 1mg/l.

Etwas differenzierter verhalten sich die jeweiligen 10-Jahres-Teileinzugsgebiete der einzelnen Brunnen. Auch hier sind die berechneten Konzentration knapp doppelt so groß wie die gemessenen, wobei es dennoch Unterschiede gibt zwischen den einzelnen Brunnen-Einzugsgebieten gibt: Das Gebiet des Brunnens A2 weist unter den betrachteten Werten diejenigen mit dem geringsten Unterschied zwischen beiden Konzentrationen auf: gemessenen 20,1mg/l stehen hier berechnete 37,3mg/l gegenüber. Einen ebenfalls geringen Unterschied erkennt man im Gebiet B4. Hier zeigen sich gemessene 29,3mg/l mit berechneten 46,6mg/l. Im Gegensatz dazu enthalten die Brunnen A3 und A4 die größten Differenzen zwischen beiden Werten. Im Gebiet von A3 stellt man 20,2 (gem.) zu 49,2mg/l (ber.) als Konzentrationen fest, A4 weist Werte von 26,0 (gem.) zu 58,9mg/l (ber.) auf. B1 verhält sich moderat dazwischen mit gemessenen Werten von 23,1mg/l und berechneten von 47,9mg/l.

Eine genaue Betrachtung dieser Gebiete bezüglich der Faktoren, welche das N-Saldo bzw. den Nitratgehalt beeinflussen zeigt einige klare Unterschiede, durch die das Ursachenpotential des resultierenden Nitratgehaltes erklärt werden kann:

Die geringen Konzentrationen im Einzugsgebiet des Brunnens A2 resultieren hauptsächlich aus dessen Lage am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes. Dadurch dass dort relativ wenige Kulturarten mit hohen N-Salden angebaut werden, hält sich der ausgewaschene Stickstoff aus dem gesamten 10-Jahres-Teileinzugsgebiet mit 6,5t/a in Grenzen und verursacht eine effektive Nitratkonzentration von 37,3mg/l.

Bei den Gebieten A3 und A4 weist das kleinere Gebiet der beiden eine deutlich größere Nitratkonzentration von 10mg/l mehr auf. Der Grund ist darin zu suchen, dass trotz großen Überschneidungsflächen beider Gebiete genau der Teil, welcher nur von A4 abgedeckt wird, einen relativ großen Anteil an Saatmaisflächen aufweist, welche generell einen hohen N-Saldo haben.

Trotz den im vorderen Teil des Teileinzugsgebietes verstärkt auftretenden problematischen Kulturarten Saatmais, Winterweizen und Frühkartoffeln, verursacht die Landnutzung in diesem Einzugsgebiet verglichen mit den Werten der Brunnen A3 und A4 lediglich eine Nitratkonzentration zwischen 47mg/l in B4 und 49mg/l in B1. Der Grund lässt sich in der nicht unbedeutenden flächenhaften Ausdehnung der Siedlungsflächen der Ortschaft Biengen vermuten, aus denen nur eine geringe Menge Stickstoff ausgetragen wird und somit die resultierende Nitratkonzentration etwas dämpfen.

Der Grund für die Differenz zwischen den gemessenen Konzentrationen im geförderten Grundwasser und den berechneten im idealisierten Mischwasser ist in erster Linie in einer älteren Komponente tieferer Grundwässer am geförderten Brunnenwasser zu suchen. Wie bereits in Kapitel 5.1 aufgeführt, besteht zwischen den einzelnen Brunnen eine Abhängigkeit zur verfilterten Strecke, welche auch in diesem Fall einen Erklärungsansatz liefert. Es ist durchaus möglich, dass der Anteil älterer, weniger belasteter Wasserkomponenten tieferer Wässer eine Verdünnung der berechneten Konzentrationen im idealisierten Mischwasser darstellt, welche die Differenzen sinnvoll erklärt.

Anhand der Werte aus den ausgewiesenen Charakteristika des Grundwassersystems kann eine ansatzweise Abschätzung für diese These durchgeführt werden. Wie bereits in Tabelle 6.2 aufgeführt, bewegt sich die mittlere Verweilzeit im 10-Jahres-Gebiet zwischen 16 Jahren im oberflächennahen Grundwasser und 36 Jahren in den tiefen Aquiferschichten (entspricht einem Mittelwert von 24 Jahren). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass das neu gebildete Grundwasser jährlich zu einem Teil von 3-6% zum Gesamtsystem beiträgt, was über einen Zeitraum von 10 Jahren 30-60% entspricht. Geht man nun von einer ähnlichen Düngungs- und Bewirtschaftungspraxis während der letzten 10 Jahre aus, und berücksichtigt zudem noch die aus der langjährigen Ganglinie der Nitratkonzentration (Abbildung 5.4) ersichtlichen niedrigeren Konzentrationen Anfang der 80er Jahre, so findet sich hier eine mögliche Erklärung für die Diskrepanz zwischen gemessenen und berechneten Werten: Während bei der Berechnung der Nitratwerte konstante

Anteile der Wasserkomponenten mit konstantem Nitratgehalt berücksichtigt wurden, zeigen in der Realität die aus verschiedenen Neubildungsjahren gebildeten „Wasserpakete“ Alter von zum Teil weit über 60 Jahren. Diese mit zunehmendem Alter geringer werdenden Anteile am Gesamtgrundwassersystem weisen Nitratgehalte auf, die aus dem Zusammenspiel der Konzentrationen der damaligen Wasserkomponenten entstanden sind. Eine Mischung aus jenen unterschiedlich alten, unterschiedlich belasteten Wasseranteilen bildet letztlich das an den Brunnen geförderte Wasser mit einer resultierenden Nitratkonzentration, die unter den berechneten Werten liegt.

Belastungspotential der Landnutzungsänderung

Abschließend soll noch geklärt werden, inwieweit aus den Änderungen zwischen den beiden bekannten Landnutzungssituationen 1995 und 2003 ein Erklärungspotential für den beobachteten Anstieg in der Nitratbelastung resultiert. Aus Tabelle A 3 im Anhang können die Änderungen in der Nitratkonzentration des Sickerwassers sowie daraus folgend die Änderung im Mischwasser entnommen werden, eine Übersicht gibt Abbildung 7.15. Bis auf das 10-Jahres-Einzugsgebiet des Brunnens A4 mit einem Anstieg von 1,8mg/l zeigt sich in allen anderen 10-Jahres-Gebieten, im 10-Jahres Gesamtgebiet und im gesamten Untersuchungsgebiet, ein Abfall des Nitratgehaltes im flächenhaft neu gebildeten Grundwasser über diesen Zeitraum.

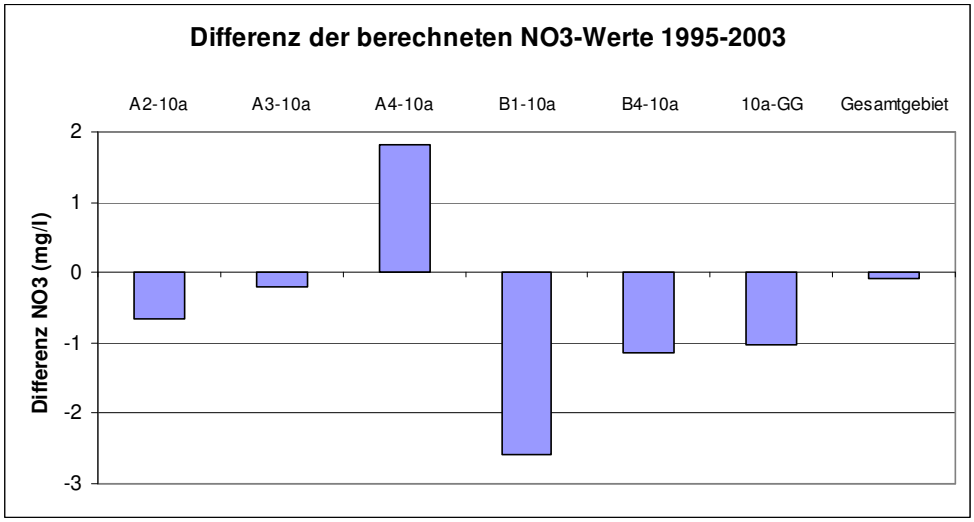

Abbildung 7.15: Differenzen der berechneten Nitratkonzentrationen (mg/l) 1995 und 2003 in verschiedenen Gebieten.

Daraus resultiert eine Hypothese einer negativen Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Bereich von -0,2 bis -2,6mg/l im idealisierten Mischwasser während der beobachteten Achtjahres-Periode. Eine Ausnahme bildet Brunnen A4, der eine positive Entwicklung um knapp 2mg/l aufweist. Fraglich bleibt allerdings, ob die resultierenden Differenzen im Gesamtkontext gesehen einen signifikanten Einfluss haben. Diesbezüglich führt eine Betrachtung einzelner Charakteristika des Grundwassersystems zu weiterführenden Aspekten. Auf Grund der oben aufgeführten These eines kontinuierlichen Austausches von Wässern im Aquifer, welche in unterschiedlichen Zeiten gebildet wurden, kann weiter formuliert werden, dass sich das aktuelle System unter der gegebenen Belastungssituation mit Nitrat noch nicht in einem Gleichgewicht befindet. Berücksichtigt man nun, dass das Gebiet eine mittlere Verweilzeit im 10-Jahres-Gebiet zwischen 16 Jahren im oberflächennahen Grundwasser und 36 Jahren in den tiefen Aquiferschichten aufweist (was einem Mittelwert von 24 Jahren entspricht), und geht man weiter davon aus, dass der Nitrateintrag aus der Landwirtschaft über die letzten 10 Jahre hinweg ein konstantes Niveau enthielt, so verbleiben ab dem heutigen Zeitpunkt im Mittel noch weitere 26 Jahre bis sich im System ein Gleichgewichtszustand einstellt. Effektiv ist es noch ein längerer Zeitraum, da die tiefen Aquiferschichten tatsächliche Verweilzeiten von über 60 Jahre aufweisen. Da die Nitratkonzentrationen seit den 70er Jahren einen ansteigenden Trend aufweisen ist bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes ein weiterer Anstieg zu befürchten.

Im Rahmen dieses Anstieges, der gemäß dieser Hypothese bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes zu erwarten ist, lässt sich letztendlich schließen, dass die die abnehmenden Differenzen in der Landnutzung keinen eigenständigen Einfluss auf die Nitratbelastung aufweist. Zum Tragen käme lediglich eine Einbindung in den übergeordneten ansteigenden Trend, die diesen entweder dämpft oder zusätzlich verstärkt, je nach mehr oder weniger intensiverer Nutzungsform.

7.3.4 Zwischenfazit

Das letzte Erklärungsmodell befasst sich mit dem Einfluss der Landnutzung bei unveränderter Bewirtschaftungspraxis auf den Nitratgehalt im geförderten Brunnenwasser. Die Ausweisung von Kulturarten mit erhöhten N-Salden sowie die Kenntnis über deren Flächenanteil am Gesamtgebiet zu zwei verschiedenen Zeitpunkten innerhalb des Untersuchungszeitraumes lassen die Berechnung der Gesamtmenge an Stickstoff zu, welche über die Landwirtschaft in das Gebiet eingetragen wird. Zusammen mit den bekannten Anteilen der Wasserkomponenten ermittelt

sich hieraus der Erwartungswert der Nitratkonzentration im idealisierten Mischwasser. Verglichen mit den im Förderwasser gemessenen Konzentrationen folgt daraus, dass die Landnutzung im Untersuchungsgebiet ein Ursachenpotential für den Nitratgehalt im Grundwasser darstellt. Die Differenzen zwischen den im Förderwasser gemessenen und den im idealisierten Mischwasser berechneten Werten lassen sich über die Anteile der älteren Komponenten aus tieferen Aquiferschichten erklären. Diese weisen geringere Nitratkonzentrationen als die oberflächennahen Schichten auf, und tragen noch zu einem signifikanten Anteil zum geförderten Brunnenwasser bei. Dem Erklärungspotential aus der Änderung der Landnutzung kann keine eigenständige Auswirkung auf die Nitratbelastung zugesprochen werden, da sie lediglich eingebunden ist in einen übergeordneten Trend.

8 Gesamtdiskussion

Im vorangegangenen Kapitel 7 erfolgte eine ausführliche Untersuchung der einzelnen Komponenten, welche als potentielle Ursache für den beobachteten Nitratgehalt im Grundwasser des Teileinzugsgebietes des Wasserwerks Hausen in Betracht kommen. Das Zusammenspiel dieser Faktoren ist alles in allem sehr komplex, deshalb kann diese Untersuchung nicht den Anspruch erheben, ein vollständiges, eindeutiges Bild der Prozesse und Größen wiederzugeben, welche für die Nitratbelastung im geförderten Wasser verantwortlich sind. Dennoch sollen in der folgenden Diskussion sämtliche untersuchten Punkte erörtert werden, um so abschließend eine Aussage darüber treffen zu können, ob es sich bei dem beobachteten Anstieg der Nitratkonzentrationen um ein kurzfristiges Phänomen handelt, oder ob weitere Anstiege zu befürchten sind.

Die untersuchten Erklärungsmodelle geben ein gutes Bild der Intensität sowohl der natürlichen Einflüsse auf den Nitratgehalt im Grundwasser, als auch der anthropogen beeinflussten Ursachen wieder. Der natürliche Witterungsverlauf mit seinen Komponenten Niederschlag, Verdunstung, daraus resultierend die Sickerwassermenge, sowie die Uferinfiltration ins Grundwasser, abhängig von der Abflussmenge in den Oberflächengewässern stellen dabei die wichtigsten Inputgrößen ins Grundwassersystem dar. Dieser kausale Zusammenhang zwischen den Faktoren und der Nitratkonzentration ist in geringem Ausmaß auch am Vergleich der simulierten Nitratganglinien im Sickerwasser und der gemessenen Konzentration an den oberflächennahen Vorfeld-Pegeln ersichtlich. Inwieweit dieser Einfluss allerdings für die beobachteten Schwankungen und Anstiege der Nitratganglinie am Förderwasser der Wasserwerks-Brunnen verantwortlich gemacht werden kann, ist in Anbetracht der Verweilzeiten im Grundwasser in diesem Bereich, sowie in Anbetracht des Volumens, welche das jährlich neu gebildete Wasser am Gesamtgrundwasserkörper ausmacht, eher unwahrscheinlich. Während Extremereignisse aus einzelnen Jahren demnach keinen signifikanten Einfluss auf die Nitratganglinie haben, ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich langjährige Trends in den klimatischen Bedingungen auf die Nitratkonzentration auswirken. Eine erhöhte Sickerwassermenge über einen längeren Zeitraum beispielsweise würde in Verbindung mit dem ausgebrachten Dünger nach einer entsprechenden zeitlichen Reaktionszeit in der Nitratganglinie des geförderten Wassers zu bemerken sein. Für den betrachteten Untersuchungszeitraum allerdings kann die Witterung als alleiniger Verursacher des Nitratanstiegs vernachlässigt werden.

Bezüglich eines Ursachenpotentials verhält es sich mit dem zweiten Erklärungsmodell des Pumpbetriebes ähnlich. Es konnte geklärt werden, dass bei der Messung des Nitratwertes ein systematischer Fehler bedingt durch den Zeitpunkt der Probenahme für die monatlichen Schwankungen in der Nitratkonzentration nicht in Frage kommt. Auch der Förderrate an den einzelnen Brunnen des Wasserwerks kann ein Einfluss auf die Nitratdynamik nicht eindeutig zugesprochen werden. Zu unsicher gestalten sich die Indizien hinsichtlich des Auftretens einer Korrelation lediglich an einem Brunnen sowie mit einer möglichen Entkräftung des Hauptargumentes des verminderten Anstromvolumens durch gleichzeitige erhöhte Pumpleistung der benachbarten Brunnen.

Somit führt der Ausschluss dieser beiden Erklärungsmodelle zu einem Fokus auf die Landwirtschaft als potentielle Ursache für die Nitratdynamik. Eine Berechnung des zu erwartenden Nitratmittelwertes resultierend aus dem flächenhaft ausgewaschenen Stickstoff aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet unter der Voraussetzung einer guten fachlichen Bewirtschaftungspraxis liefert letztendlich eine Nitratkonzentration, welche über der tatsächlich gemessenen Konzentration im Untersuchungsgebiet liegt. Das qualifiziert die Landwirtschaft grundsätzlich als Ursache für die Nitratgehalte im Grundwasser, wobei Änderungen in der Landnutzung auf Grund zu geringer Differenzen kein eigenständiges Erklärungspotential für eine weitere Nitratentwicklung darstellt.

Um nun weitere Aussagen treffen zu können bezüglich der Kernfrage, inwiefern es sich beim beobachteten Anstieg um ein temporäres Phänomen handelt, oder ob ein weiterer Anstieg zu befürchten sei, stellen die Erklärungshypothesen der Landnutzung einen interessanten Aspekt dar. Erstere These zur Erklärung der Differenzen zwischen den berechneten Nitratkonzentrationen im Mischwasser und den gemessenen im geförderten Brunnenwasser greift auf den Einfluss tieferer Aquiferschichten zurück. Geringer belastete Wasseranteile aus diesen tiefen Schichten haben einen verdünnenden Einfluss auf den gesamten Nitratgehalt. Da diese aber nach und nach ausgetauscht werden mit neu gebildetem, höher belastetem Grundwasser aus späteren Zeiten, entsteht daraus eine plausible Ursache für einen weiteren Anstieg der Nitratkonzentration, bis sich im System ein Gleichgewicht einstellt.

Beweise für diese Hypothese sind auf Grund fehlender langjähriger Nitratwerte vor allem der tieferen Aquiferschichten schwer zu erbringen. Zusätzlich ist noch nicht berücksichtigt, wie sich zeitgleiche Änderungen der anderen Einflussgrößen bemerkbar machen würden. Ein Rückgang

der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft würde beispielsweise den Anstieg der Nitratkonzentration etwas bremsen, ebenso eine Verlagerung der Anteile der einzelnen Wasserkomponenten von der Grundwasserneubildung hin zum Anteil Uferinfiltration. Wann genau sich der Gleichgewichtzustand im System einstellt ist ebenfalls auf Grund der genauen Verteilung der Verweilzeiten nicht definitiv zu sagen. Unter Annahme eines unveränderten Nitrateintrages durch die beteiligten Input-Komponenten Uferfiltrat, laterale Zuströme und Grundwasserneubildung (was hier eine gleich bleibende Landnutzung mit einschließt), wird der resultierende Nitratgehalt auf Höhe des berechneten Wertes liegen.

Als Ausblick für eventuell folgende Untersuchungen ist im Zuge der getroffenen Schlussfolgerung zunächst die Berichtigung der Unsicherheiten zu empfehlen. Die Theorie fußt auf einer Reihe von Annahmen, welche in Verbindung mit älteren Wasseranteilen bzw. tieferen Aquiferschichten steht. Über diese tieferen Schichten ist jedoch bis heute sehr wenig bekannt, da es im Grundwassersystem des Wasserwerks Hausen nur eine sehr begrenzte Anzahl von Brunnen gibt, die auch bis in jene Tiefen vordringen. Kenntnisse über tatsächliches Wasseralter anhand von Isotopenmethoden, oder weitere Tiefenprofile der Nitratkonzentrationen wären demnach sehr hilfreiche Zusatzinformation, anhand derer genauere Aussagen über die aufgeführten Thesen getroffen werden können.

Literaturverzeichnis

A Zitierte Literatur

Auckenthaler, *A.* (Editor), 1998. La nappe phréatique rhénane - un atout pour le Rhin Supérieur / Das Grundwasser im Oberrheingraben - eine elementare, grenzüberschreitende Ressource. Conseil Régional d'Alsace & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Strasbourg.

B.L.f.W. (Editor), 2004. Grundwasser: Der unsichtbare Schatz. Spektrum Wasser, 2. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Bakenhus, *A.*, 1993. Hydrochemische Untersuchungen des Grundwassers an drei Multilevel-Brunnen im Bereich des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Hausen an der Möhlin. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.

Böddeker, *M.*, 2002. Beobachtung zur Nitratkonzentration im Grundwasser des Waldgebietes Haard, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF), Recklinghausen.

Bouwer, *W.*, 1995. Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. Boden und Landschaft, 6. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.

Burt, *T.P.*, 1993. Nitrate: Processes, Patterns and Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

Diersch, *H.-J.G.*, 2005. An efficient method for computing groundwater residence times. In: WASY-FEFLOW (Editor), White Papers Vol. I, Berlin.

DVWK (Editor), 1993. Stoffeintrag und Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften, 104. Parey Verlag, Hamburg und Berlin.

Eberle, *K.*, 1999. BOMET - Aufbau eines bodenkundlich-meteorologischen Teilinformationssystems im GIS Smallworld. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. Breisgau.

Feichtinger, *F.*, 2002. Landnutzung und Gewässergüte, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen, Österreich.

Finck, *H.-F.* und *Haase*, *K.*, 1987. Nitratbelastung des Grundwassers: Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Nitratbelastung des Grundwassers; Ökonomische Beurteilung von Alternativen zur Einhaltung von Obergrenzen der Nitratbelastung des Grundwassers. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 347. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.

Forth, *W.*, *Henschler*, *D.*, *Rummel*, *W.* und *Starke*, *K.*, 1992. Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. Wissenschaftsverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich.

Freeze, *R.A.* und *Cherry*, *J.A.*, 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.

GB1, 2001. Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung - SchALVO), ausgegeben Stuttgart, Mittwoch, 28. Februar 2001.

Haakh, *F.*, 2001. Die Novellierung der SchALVO, LW-Schriftenreihe, pp. 32-41.

Herbstritt, *B.*, 1998. Optimierung eines Rohwassermeßnetzes. Anwendung geostatistischer und raumbezogener Ansätze. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i.Br.

Junker, *B.*, *Wendt*, *O.*, *Essler*, *H.* und *Lamprecht*, *K.*, 1977. Hydrogeologische Karte Baden-Württemberg - Kaiserstuhl-Markgräfler Land; Erläuterungen zur Hydrogeologischen

Karte von Baden-Württemberg 1:50000. Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg i. Breisgau, pp. 64 S., 5 Karten, 12 Anlagen, 8 Schnitte.

Kobus, *H.*, 1989. Grundwassererforschung und Untersuchungen zur Nitratbelastung, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart - Nitratbelastung des Grundwassers: Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Massnahmen zum Schutz des Grundwassers. Eigenverlag.

Morhard, *A.*, 2000. Untersuchung zur Bewertung der Schutzzone II für den Brunnen C1 des Wasserwerks Hausen der FEW, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. Breisgau.

Morhard, *A.*, 2001. Transport und Stickstoffdynamik im Grundwassereinzugsgebiet der Staufener Bucht. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.

Nieder, *H.*, 1985. Nitrat im Grundwasser - Herkunft, Wirkungen, Vermeidung. VCH, Weinheim, 86 pp.

Peter, *A.*, 1998. Dreidimensionale, instationäre Grundwasserströmungsmodellierung für das Einzugsgebiet des Wasserwerkes Hausen an der Möhlin. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.

Peter, *M.*, 1997. Evaluierung eines Sanierungskonzeptes zur Verringerung der Nitratbelastung in einem Trinkwasserschutzgebiet in Nordhessen. Boden und Landschaft, 16. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.

Ploeg, *R.v.d.* und *Huwe*, *B.*, 1989. Landwirtschaft, Bodenstickstoffhaushalt und Nitratauswaschung, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart - Nitratbelastung des Grundwassers: Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Massnahmen zum Schutz des Grundwassers. Eigenverlag.

Rohmann, *U.* und *Sontheimer*, *H.*, 1985. Nitrat im Grundwasser - Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW- Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH).

Scheffer, *P.* und *Schachtschabel*, *P.*, 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart.

Schneider, *M.*, 1987. Hydrogeologie des Wasserwerkes Hausen an der Möhlin und dessen Einzugsgebiet. Dissertation Thesis, Ruprecht-Karls-Universität, Heidelberg.

Schneider, *W.*, 1997. Der Einfluß intensiver Landwirtschaft auf das Grundwasser am Beispiel der Bugquelle bei Homburg a. Main - natürliche Voraussetzungen, Sanierungskonzept. Forschungsergebnisse aus dem Bereich Hydrogeologie und Umwelt, 13(2. + 3. Würzburger Hydrogeologisches Kolloquium): 31-50.

Schrempp, *S.* und *Morhard*, *A.*, 2001. Nitratbelastung und Sanierungspotential im Einzugsgebiet des Wasserwerks Krozinger Berg. Bericht 108, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Timmermann, *F.*, *Nuske-Schüler*, *A.* und *Syring*, *K.-M.*, 1987. Produktionsökologische Funktion. In: Nitratbelastungen des Grundwassers - Kurzfassungen. Schriftenreihe des Ministeriums für Ernährung, Landwirtsch. Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft(Heft 350): 69 - 84.

TrinkwVO, 1990. Bekanntmachung der Neufassung der Trinkwasserverordnung (TrinkwVO) vom 5.12.1990, Bundesgesetzblatt Nr. 66, 2612 - 2629.

Weingarten, *P.*, 1996. Grundwasserschutz und Landwirtschaft - Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. Landwirtschaft und Umwelt - Schriften zur Umweltökonomik, Band 13. Institut für Agraröknonomie der Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.

Wohlrab, *B.*, 1984. Nitrat - Entstehung, Ansammlung und Wirkung in der Biosphäre unter besonderer Berücksichtigung seiner Verlagerung ins Grundwasser. Landwirtschaftliche Forschung, 37, Sonderheft 41: 78 - 91.

B Weitere verwendete Literatur

Bosshart, *U.*, 1985. Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser: (am Beispiel Naturlabor Buechberg SH). Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie, 32. Geographischer Verlag Kümmerly + Frey, Bern.

Bottenberg, *G.*, 1981. Auswirkungen der Stickstoffdüngung auf die Nitratbelastung des Grundwassers und Folgerungen für die Beratung. Forschung und Beratung; Reihe C, Wissenschaftliche Berichte und Diskussionsbeiträge, Heft 36, 36. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 61 pp.

Haumann, *G.*, 1978. Untersuchungen über das Nitratangebot im Boden, die Stickstoffaufnahme und die Stickstoffnachwirkung unter besonderer Berücksichtigung von Jahreswitterung und N-Düngung. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Kiel.

Heiberger, *T.,* 1998. Entwicklung der Nitratgehalte im Einzugsbereich der Brunnen "Tuniberggruppe" - Auswirkungen des Golfplatzes Tuniberg. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.

Kolbe, *H.,* 2000. Landnutzung und Wasserschutz - der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N min-Untersuchung und Nitrat-Auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. WLV Wissenschaftliches Lektorat und Verlag, Leipzig.

Renger, *M.,* 2002. Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.

Schweiger, *P.*, *Binkele*, *V.* und *Traub*, *R.,* 1989. Nitrat im Grundwasser: Erhebungen und Untersuchungen zum Nitrataustrag in das Grundwasser bei unterschiedlicher Nutzung, Maßnahmen zur Reduzierung und Verhalten von Nitrat im Untergrund. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, 20. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.

Theiß, *H.,* 1989. Zur Dynamik der Nitrat- und Wasservorräte verschiedener Bodenschichten in Abhängigkeit von Hauptbestandsbildner, Narbendichte und N-Düngung. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II - Gründlandwirtschaft und Futterbau - der Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.

Voigt, *H.-P.,* 1982. Grundwasserveränderung durch Abfalldeponien, mehrjährige Beobachtungen. Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien, Heft 34, p. 343 - 359. Institut für Stadtbauwesen der TU Braunschweig.

Anhang

Tabelle A 1: Bezeichnung und Eigenschaften der betrachteten Brunnen und Vorfeld-Messstellen.

	Brunnen-Nr. / Pegel-Nr.	GW-Nummer	Gauß-Krüger Rechtswert	Gauß-Krüger Hochwert	Badenova-Name für NO_3-Beprobung	Von Tiefe (m u. GOK)	Bis Tiefe (m u. GOK)
Förderbrunnen	**Brunnen A2**	0159/020-6	3399710	5314270	NH 10	31,25	112,50
	Brunnen A3	0160/020-3	3399635	5314135	NH 13	27,80	76,40
	Brunnen A4	0161/020-9	3399570	5314025	NH 14	17,00	72,00
	Brunnen B1	0162/020-4	3399356	5313978	NH 15	23,50	76,00
	Brunnen B4	0163/020-0	3399180	5313560	NH 17	19,00	70,40
Vorfeld-Messstellen	**Pegel PH 22**	k. A.	3402310	5313090	NH 21	5,00	15,00
	Pegel PH 24	k. A.	3400330	5313420	NH 19	5,00	15,00
	Pegel PH 34	0325/070-8	3400650	5313610	NH 47	6,00	37,00
	Pegel PH 35	0326/070-3	3400810	5312500	NH 48	6,90	69,60
	Pegel PH 36	k. A.	3400730	5312430	NH 49	6,00	45,00
	Brunnen 13 a - 070	0063/070-0	3400848	5312320	NH 25	11,00	20,50
	Pegel 134 - 070	0134/070-2	3401474	5311820	NH 27	k. A.	k. A.

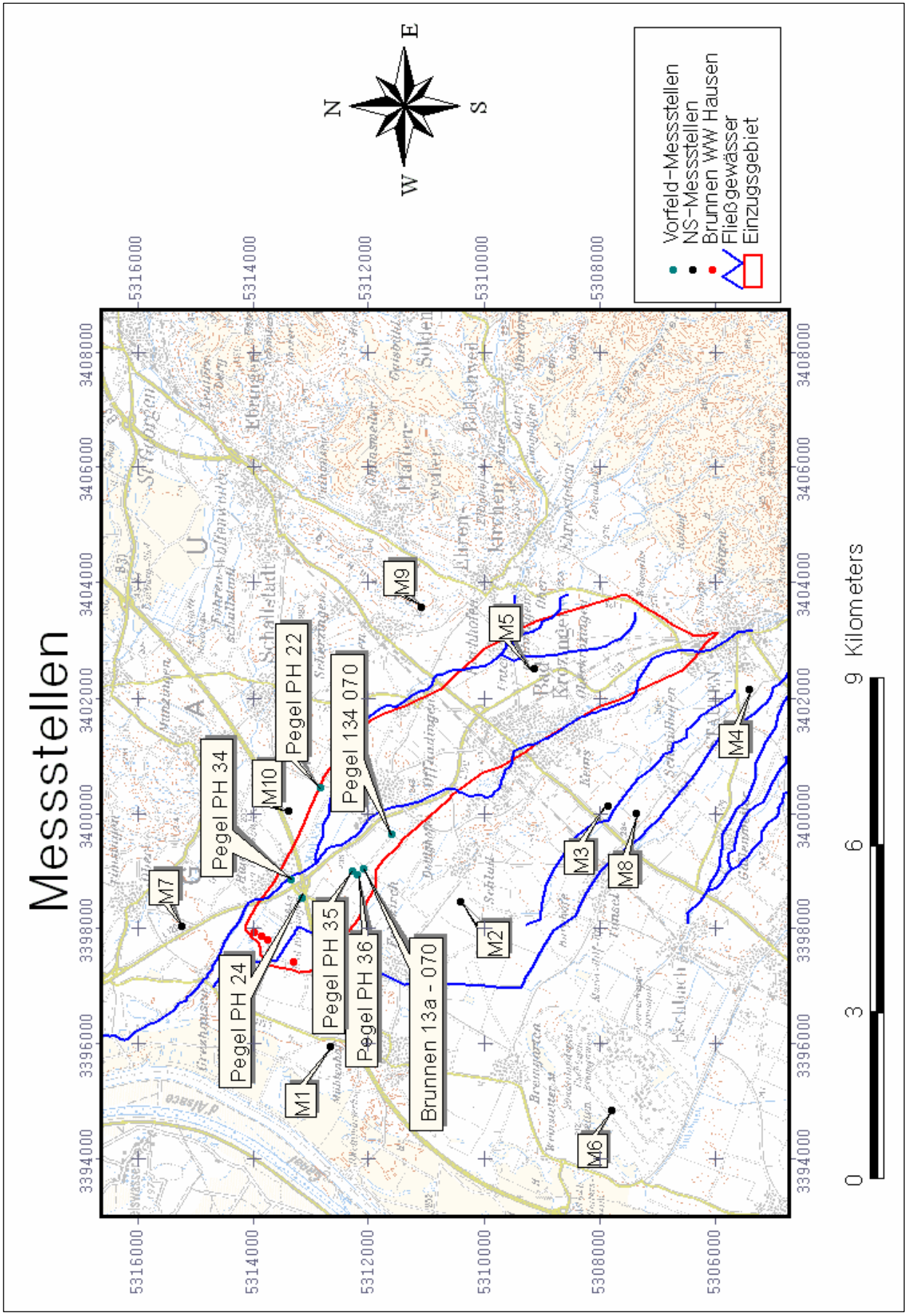

Abbildung A 1: Vorfeld-Messstellen und Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet.

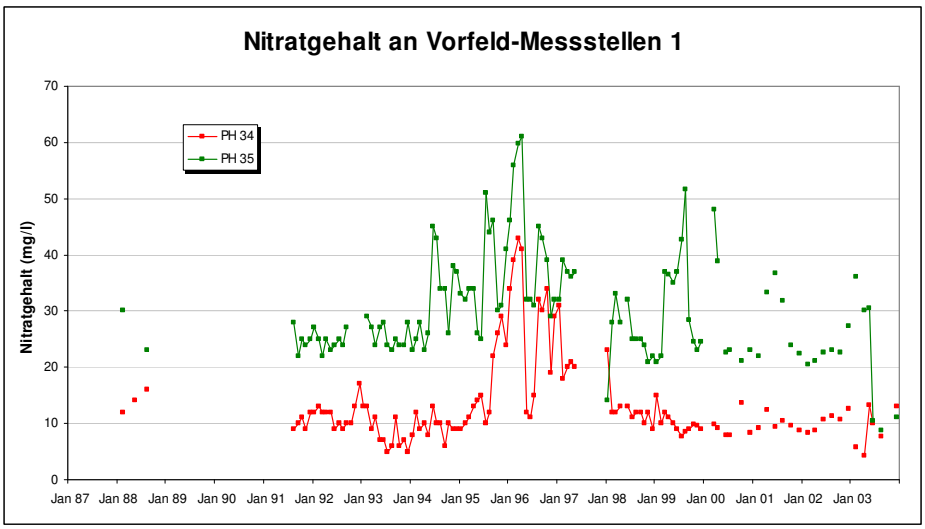

Abbildung A 2: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (1).

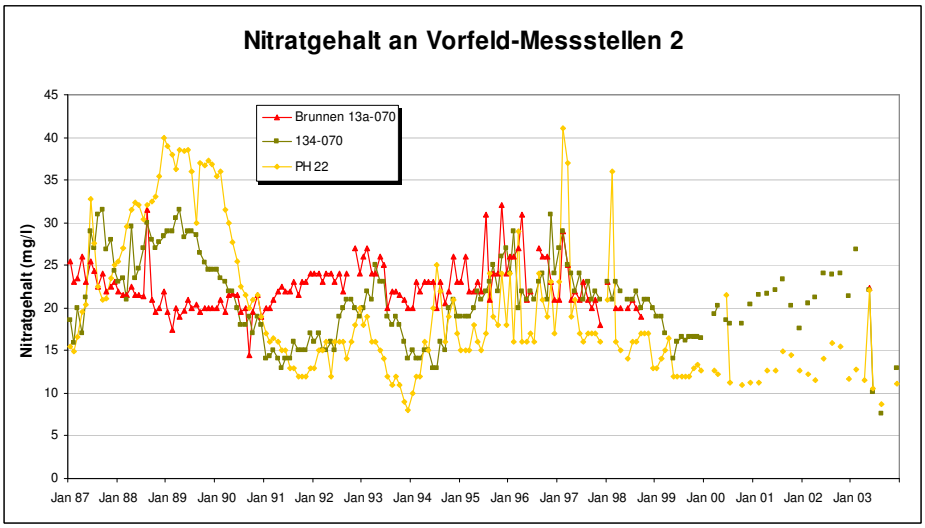

Abbildung A 3: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (2).

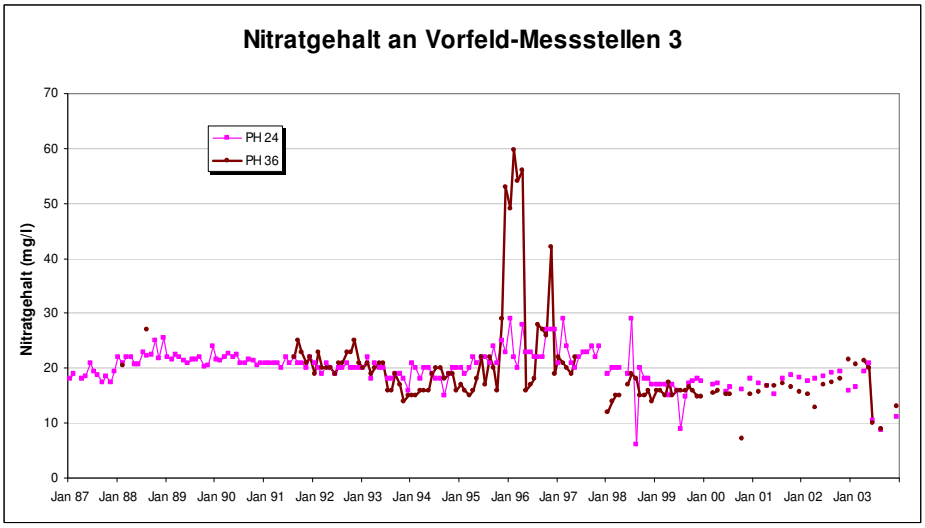

Abbildung A 4: Nitrat-Ganglinien der Vorfeld-Messstellen (3).

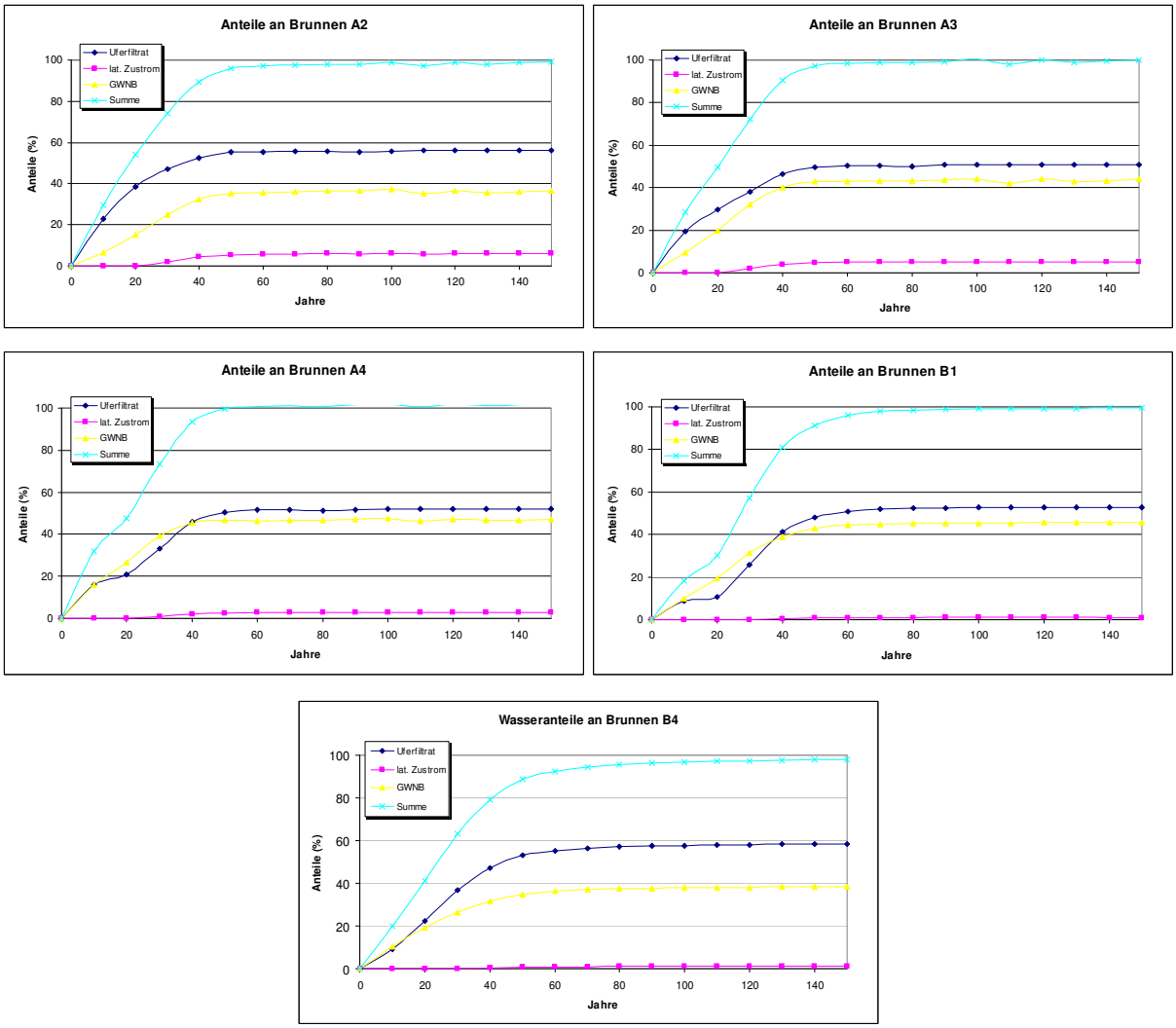

Abbildung A 5: Simulierte Wasseranteile (Uferfiltrat, Randzustrom, Grundwasserneubildung) und deren Summenlinien in den einzelnen Brunnen des Wasserwerks Hausen.

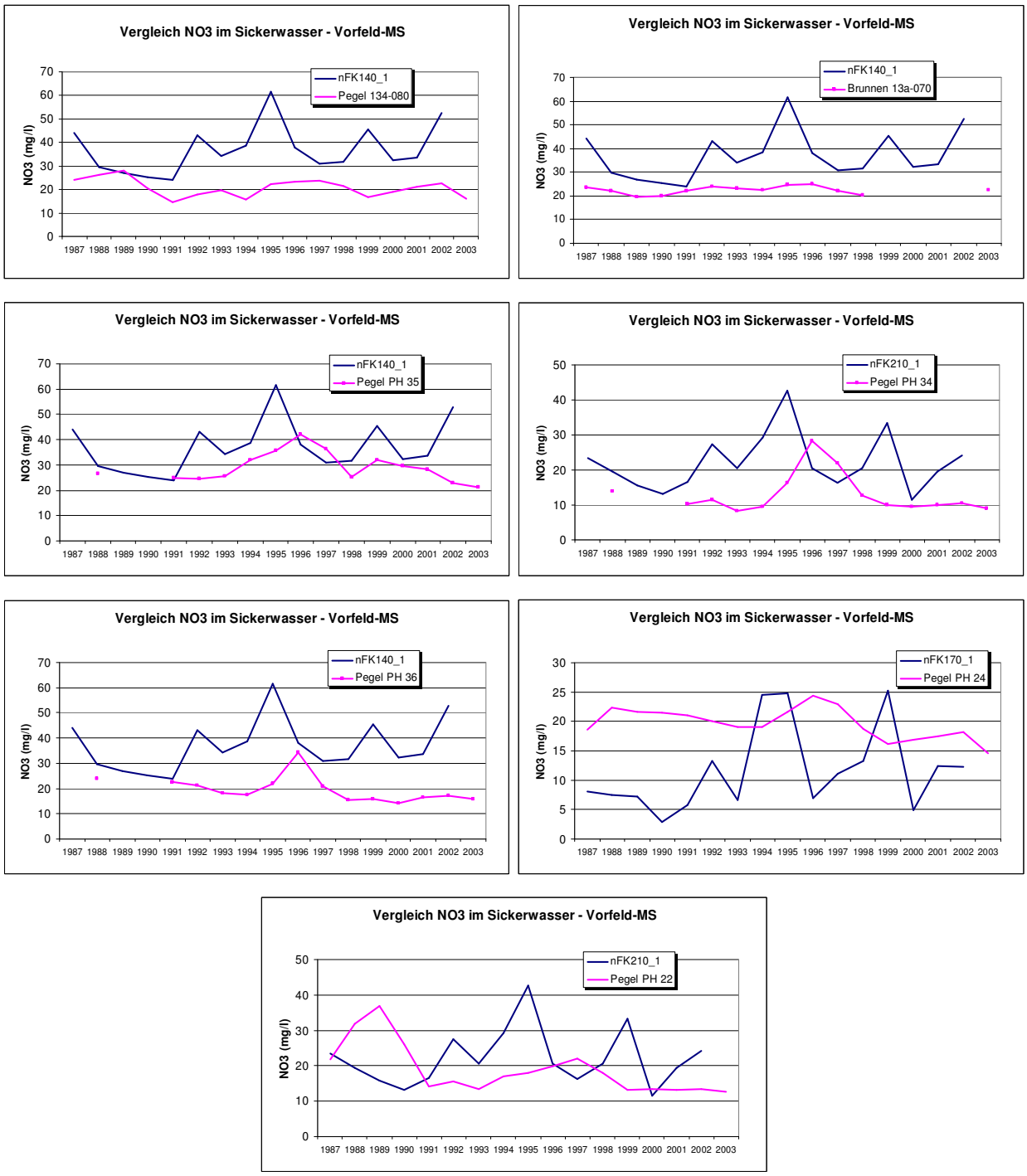

Abbildung A 6: Ganglinien der Nitratkonzentration des Sickerwassers aus Expert-N Modellierung für Körnermais (für verschiedene nFK-Werte und Niederschlagsklassen; Bsp.: nFK 210_1: nFK-Wert 210mm/m, Niederschlagsklasse 1 [775mm/a]) und des Nitratgehaltes an den Vorfeld-Messstellen im Untersuchungsgebiet (Jahresmittelwerte).

Tabelle A 2: Mittlere flächengewichtete N-Salden und daraus resultierende mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser im Gesamt-Einzugsgebiet sowie in den 10-Jahres-Teileinzugsgebieten der Brunnen bei einer angenommenen Grundwasserneubildungsrate von 210mm/a.

	EZG A2 10a	EZG A3 10a	EZG A4 10a	EZG B1 10a	EZG B4 10a	Gesamt EZG 10a	Gesamt EZG
N-Austrag 2003 (kg/ha/a)	34,9	44,4	54,8	43,9	54,0	46,1	48,1
N-Austrag 1995 (kg/ha/a)	38,1	49,5	57,5	49,9	57,0	47,4	48,2
C(NO_3) 2003 (mg/l)	73,1	93,0	114,8	92,0	113,2	96,6	100,8
C(NO_3) 1995 (mg/l)	79,9	103,8	120,6	104,6	119,4	99,3	101,0

Tabelle A 3: Übersicht über die mittleren NO_3-Konzentrationen im Grundwasser verschiedener Teilgebiete, berechnet aus mittlerem flächengewichtetem N-Austrag und Wasseranteilen.

Brunnen A2-10a:				
Wasserkomponenten (%)	Mittelwert	1995	2003	Differenz
OFG:	50	50	50	
GWN:	43	43	43	
BC2:	3	3	3	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	73,90	74,66	73,14	-1,52
NO_3 in A2-10a (berechnet)	37,25	37,58	36,92	-0,66
NO_3 in A2-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	20,08	18,83	22,18	3,34
Brunnen A3-10a:				
Wasserkomponenten (%)	Mittelwert	1995	2003	Differenz
OFG:	48	48	48	
GWN:	47	47	47	
BC2:	5	5	5	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	93,19	93,39	92,98	-0,41
NO_3 in A3-10a (berechnet)	49,20	49,30	49,10	-0,19
NO_3 in A3-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	20,16	19,83	20,10	0,27

Brunnen A4-10a:				
Wasserkomponenten (%)	**Mittelwert**	**1995**	**2003**	**Differenz**
OFG:	51	51	51	
GWN:	47	47	47	
BC2:	3	3	3	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	112,91	110,99	114,84	3,85
NO_3 in A4-10a (berechnet)	58,93	58,02	59,85	1,83
NO_3 in A4-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	26,00	23,83	22,99	-0,84
Brunnen B1-10a:				
Wasserkomponenten (%)	**Mittelwert**	**1995**	**2003**	**Differenz**
OFG:	53	53	53	
GWN:	45	45	45	
BC2:	2	2	2	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	94,87	97,77	91,97	-5,80
NO_3 in B1-10a (berechnet)	47,91	49,21	46,62	-2,59
NO_3 in B1-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	23,09	24,42	23,29	-1,13
Brunnen B4-10a:				
Wasserkomponenten (%)	**Mittelwert**	**1995**	**2003**	**Differenz**
OFG:	63	63	63	
GWN:	35	35	35	
BC2:	1	1	1	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	114,81	116,44	113,17	-3,27
NO_3 in B4-10a (berechnet)	46,60	47,17	46,03	-1,15
NO_3 in B4-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	29,31	28,92	30,93	2,01
10a-Gesamtgebiet				
Wasserkomponenten (%)	**Mittelwert**	**1995**	**2003**	**Differenz**
OFG:	56	56	56	
GWN:	7	37	37	
BC2:	3	3	3	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	97,95	99,31	96,59	-2,72
NO_3 im 10a-Gebiet (berechnet)	42,59	43,10	42,08	-1,02
NO_3 im 10a-Gebiet (gemessen, über EZG gemittelt)	22,93	21,96	23,90	1,94

Gesamtgebiet				
Wasserkomponenten (%)	**Mittelwert**	**1995**	**2003**	**Differenz**
OFG:	56	56	56	
GWN:	37	37	37	
BC2:	3	3	3	
Daraus resultierende NO_3-Konzentrationen (mg/l):				
NO_3 in OFG, BC2:	10,00	10,00	10,00	
NO_3 in GWN:	100,89	100,99	100,78	-0,21
NO_3 in A3-10a (berechnet)	43,67	43,71	43,63	-0,08
NO_3 in A2-10a (gemessen, über EZG gemittelt)	22,93	21,96	23,90	1,94

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Freiburg im Breisgau, Januar 2006

Martin Albrecht