

Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTOR-INGENIEURS
von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe
genehmigte Dissertation
von

Dipl.-Biol. Antje Bechtel
aus Mainz

Tag der mündlichen

Prüfung: 20. Juni 2008

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D.

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter

Karlsruhe 2008

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft

Universität Karlsruhe (TH)

Antje Bechtel

Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten

Universität Karlsruhe (TH)

Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe

Schriftenreihe SWW – Band 130 – Karlsruhe 2008

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH) 2008

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter, Karlsruhe

Antje Bechtel

Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser
unter Verwendung von Nmin-Daten

Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2008

Schriftenreihe SWW Karlsruhe – Band 130

Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2008

ISBN 978-3-9811461-3-4

ISBN 978-3-9811461-3-4

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

Druck: E&B printware, Digital- und Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany

Vorwort des Herausgebers

Der Stickstoffhaushalt in Boden und Gewässer ist von solcher Bedeutung für die Landwirtschaft und auch die Wasserwirtschaft, dass sich eine große Anzahl von Arbeiten seit langer Zeit mit diesen Fragen befasst hat. Was für den Bodenbewirtschaftler positiv ist, die Bereitstellung von Nährstoffen, führt in aller Regel zu negativen Folgen für den Wasserwirtschaftler. Dabei ist der Austrag von Stickstoffverbindungen über Sicker- und Grundwasser in die Oberflächengewässer wohl die gewichtigste Quelle für die stickstoffbedingte Eutrophierung. Und dies nach der Sanierung der punktuellen Abwassereinleitungen aufgrund der weitgehenden Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft.

Der eigene Ansatz der Autorin dieser Schrift unterscheidet sich dabei von den Arbeiten anderer (z.B. den Arbeiten Behrendts die ihren Niederschlag im viel diskutierten Modell MONERIS gefunden haben) dadurch, dass sie die verfügbaren umfangreichen Datenreihen aus Überwachungsprogrammen der Landwirtschaft zur Düngung entsprechend guter landwirtschaftlicher Praxis einzusetzen versucht um damit insbesondere die Mineralisierungsprozesse, die wesentlicher Bestandteil jeglicher Stickstoffbilanz sind, besser abzubilden.

Es ist das Ziel ihrer Arbeit „zu prüfen, ob in einem konzeptionellen Ansatz empirischer Messwerte in Form der Nmin-Daten zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser herangezogen werden können“ (Zitat aus der Arbeit!). Dabei stehen der Autorin die Nmin-Daten aus dem Zeitraum von 1989 bis 2003 zur Verfügung. Und dies für den von ihr ausgewählten Raum, das Kraichbacheinzugsgebiet. Es ist eines ihrer Postulate, dass eine genügend genaue Ermittlung solcher Stoffbilanzen nur gelingen kann, wenn man von den bisher betrachteten sehr großen Gebieten (makro- und mesoskalig) zu solch kleineren Gebietsgrößen übergeht, die mit Prozessmodellen (von der Autorin als „konzeptionelle“ Modelle bezeichnet) erfasst werden können.

Insbesondere will sie mittels der Nmin-Daten die Nitratkonzentrationen in der wässrigen Phase genauer berechnen und damit den Gesamteintrag von Nitrat in die Gewässer mit größerer Genauigkeit quantifizieren als dies mit den heute gängigen Modellen möglich zu sein scheint. Ihr Berechnungsverfahren überprüft oder verifiziert sie durch Vergleich von gemessenen und berechneten Nitratdaten z.B. in Trinkwasserbrunnen.

Die Autorin hat es verstanden, ohne ein aufwendiges und meist durch unvorhergesehene Schwierigkeiten unbeherrschbar werdendes eigenes Messprogramm, mithilfe von Datenreihen Dritter eine drängende Frage der Land- und Wasserwirtschaft aus einem neuen Blickwinkel anzugehen. Dabei ist es auch ein besonders zu lobender Aspekt ihrer Arbeit, dass sie Daten nutzt, die, von anderen erhoben, meist nicht mit der Intensität genutzt werden, wie dies, entsprechend dem hohen Aufwand ihrer Gewinnung, der Fall sein sollte.

Frau Bechtel hat mit dieser Arbeit gezeigt, dass sie ein vieldiskutiertes Thema aus einem neuen Blickwinkel so darstellen kann, dass teilweise neue Einsichten entstehen und vor allem dass Fachleute der Praxis dies nutzen können. Der Bericht über ihre Arbeiten ist wie zuvor schon festgestellt, von praktischer Einsicht aber auch praktischer Ausrichtung und Motivation geprägt. Die Leser dieser Schrift werden ihr dies zu danken wissen.

Karlsruhe, Juli 2008

Hermann H. Hahn

Kurzfassung

Für die Planung von Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffeinträge in die Gewässer und zur Stärkung der Aussagekraft der dafür verwendeten empirisch-konzeptionellen Modelle bedarf es einer tatsächlichen und verständlichen Abbildung der Eingangsgrößen für den Stickstoffeintrag und die Stickstoffumsetzungsprozesse. Auf regionaler Ebene stößt die Umsetzung dieser Modelle – wendet man sie auf den Eintragspfad Grundwasser an – zur Abschätzung der Stickstofffrachten in die Gewässer aufgrund der verwendeten Eingangsdaten an ihre Grenzen. Diese Arbeit widmet sich daher ausschließlich dem Pfad Grundwasser und untersucht den Einsatz der empirischen N_{min}-Daten zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (161 km²) im Kraichgau.

Die Verifizierung der Modellergebnisse erfolgt durch eine Gegenüberstellung mit den gemessenen Nitratkonzentrationen in den Trinkwasserbrunnen und Grundwassermessstellen. Dabei wird die Verlagerungsdauer entsprechend der Verhältnisse im jeweiligen Wasserschutzgebiet berücksichtigt. Die Auswertung spezifischer Kenngrößen der Grundwasseranalysen ermöglicht die Einschätzung, ob es zum bedeutenden Nitratabbau durch denitrifizierende Prozesse in der ungesättigten Zone, im Grundwasser oder den Auebereichen kommt.

Die Ergebnisse sehen im Einzelnen wie folgt aus:

Der methodische Ansatz, die Nitratkonzentration im Sickerwasser aus den N_{min}-Daten und der Sickerwasserrate zu berechnen, führt im Untersuchungsgebiet zu plausiblen Ergebnissen. Unter Einbeziehung der Verlagerungszeiten des Sickerwassers bis zum Eintritt ins Grundwassers konnte der Verlauf der Nitratkonzentration im Grundwasser über einen Zeitraum von 6-9 Jahren dargestellt werden. Im Vergleich mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser bildet der methodische Ansatz die berechneten Werte in Höhe und teilweise auch im zeitlichen Verlauf gut ab.

Die räumlichen Unterschiede der Nitratkonzentrationen zwischen den einzelnen Brunnen und Grundwassermessstellen konnten nicht eindeutig modelliert werden. Die Gründe liegen darin, dass die Modellunsicherheit mit 25 % größer ist als die Konzentrationsunterschiede sowie der Streubereich. Allerdings können die Modellberechnungen und die verwendeten Eingangsdaten die wahrscheinlichen Ursa-

chen für die Unterschiede aufzeigen. So zeichnen sich nicht nur die stoffliche Eintragsituation der jeweiligen Landnutzung ab, sondern auch die kleinräumig differenzierten hydrologischen Verhältnisse wie der Zustrom nitratreichen Sickerwassers oder gering belasteten Grundwassers.

Für eine Anwendung in der Praxis ist zu überprüfen, ob die Größe des Wasserschutzgebietes Kürnbach richtig bemessen ist oder eine Eintragsquelle innerhalb des Gebietes ausfindig zu machen ist. Die Nitratkonzentrationen in Brunnen 2 liegen deutlich über denen der anderen Brunnen, was vermuten lässt, dass der Brunnen von einem Zustrom nitratreichem Sickerwasser gespeist wird.

Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Nitratkonzentration in den Trinkwasserbrunnen werden die Veränderungen der Bodenstickstoffgehalte mit denen der Nitratkonzentration im Sickerwasser verglichen. In den Wasserschutzgebieten zeigt sich eine Verringerung der Bodenstickstoffgehalte. Bei zwei Brunnen spiegelt sich dieser Abwärtstrend, der auf geringere Aufenthaltszeiten zurückzuführen ist, bereits in einer Verminderung der Nitratkonzentrationen wider, die ungefähr der Größenordnung der Nmin-Veränderungen entspricht. Weitere drei Brunnen mit etwas längeren Verlagerungsvorgängen weisen nur einen gering fallenden bzw. stagnierenden Trend auf. In den zwei tiefen Brunnen kam es innerhalb des Untersuchungszeitraums zunächst zu einem Anstieg der Nitratkonzentrationen und dann wieder zu einem leichten Rückgang, so dass hier bestenfalls mit dem Erreichen der Ausgangsbedingungen gerechnet wird. Für alle Wasserschutzgebiete ist festzuhalten, dass bei gleich bleibendem Düngeniveau die Nitratkonzentration von 50 mg/l nicht dauerhaft unterschritten werden kann.

Stickstoffabbau durch Denitrifikation konnte weder in der ungesättigten Bodenzone noch im Grundwasser nachgewiesen werden. Lediglich an einer Grundwassermessstelle weisen die Nitratkonzentrationen und Kenngrößen auf zeitweilig stattfindende denitrifizierende Prozesse hin. Auch die Auebereiche wurden diesbezüglich untersucht. Durch den Einfluss zuströmenden nitratärmeren Grundwassers aus tieferen Schichten konnten hinsichtlich der Denitrifikation keine Aussagen getroffen werden. Im Zuge der Untersuchungen wurde immer wieder auf die hohe Variabilität von Umsetzungsprozessen des Stickstoffhaushalts und die Heterogenität vergleichbarer Standorte hingewiesen. In diesem Zusammenhang muss innerhalb der Landschaft davon ausgegangen werden, dass Denitrifikation überall dort stattfinden kann, wo entsprechende Bedingungen vorhanden sind. Dieser Prozess muss zeitlich nicht kontinuierlich sein und kann auf kleinste Teilräume beschränkt sein.

Ein Zusammenhang zwischen den Nmin-Werten und N-Bilanzen konnte nicht gefunden werden. Die Nmin-Daten sind eine Momentaufnahme der aktuellen Bodenstick-

stoffhaushalte. Insgesamt sind die Umsetzungsprozesse im Stickstoffhaushalt zu komplex als dass sie durch eine Bilanzierung abgebildet werden könnten. Es handelt sich um unterschiedliche Größen, die nicht zueinander in Bezug gesetzt werden können.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass Nmin-Daten als Eingangsgröße zur Berechnung der Nitratkonzentration im Grundwasser herangezogen werden können. Voraussetzung ist allerdings die Eignung der Standortverhältnisse im Hinblick auf das N-Verlagerungsrisiko. Dies ist durch eine eingehende statistische Untersuchung der gebiets-spezifischen Nmin-Daten auf standortabhängige und -unabhängige Faktoren sowie Witterungseinflüsse zu überprüfen. Dadurch dürfte der Ansatz auch für die genauere Berechnung regionaler Gebiete von Interesse sein.

Abstract

For the planning of measures to reduce nitrogen emission into waters empirical-conceptual models are used. To strengthen the accuracy of these models a real and understandable mapping of nitrogen as input parameter and transformation processes is required. Because in particular for the quantification of the nitrogen emissions via the pathway groundwater the used input data come up limiting factors in small catchments. Therefore this work is focused exclusively to the pathway groundwater. The use of empirical N_{min} data as input parameter to calculate the nitrate concentration of seepage waters is investigated in a small catchment. The river 'Kraichbach' with a size of 161 km² located in an agricultural preference area in southwest Germany served as investigation area.

The verification of the results of the model is achieved by a comparison of the measured concentrations of nitrates in drinking water wells and groundwater measuring points. In the water protection areas the retention time until seepage waters reaches the groundwater level will be accounted according to the conditions. The analysis of certain characteristics of groundwater makes it possible to evaluate whether an important reduction of nitrate is done by denitrification processes in the unsaturated zone, groundwater or floodplain.

The results in detail are as follows:

In the investigation area the methodological approach to calculate nitrate concentration in the leachate out of N_{min} data and leachate rates leads to plausible results. Taking into account the retention time of seepage waters until the entry into the groundwater, the developing of nitrate concentration in groundwaters over a period of 6-9 years was described. Compared with the measured nitrate concentrations in groundwater the methodical approach calculates well the values in height and also partly in time.

The geographic differences of nitrate concentrations between the wells and groundwater monitoring stations could not be clearly modelled. The reason is that the model uncertainty with 25% is larger than the concentration differences and the range of dispersion. However, the probable causes of the differences can be identified using the model calculations and the input data. So the material input situation of the respective land use becomes apparent as well as the different hydrological conditions

on a small scale such as the influx of highly concentrated leachate or low concentrated groundwater.

For a practical application is to check whether the size of the water protection area Kürnbach is correctly measured or an input source within the area can be located. The nitrate levels in well 2, significantly higher than those of the other wells, indicates that the fountain is fed by an highly concentrated leachate.

To estimate the future development of nitrate concentrations in drinking wells the changes in soil nitrogen levels are compared with those of the nitrate concentration in the leachate. In the water protection areas a reduction of soil nitrogen levels is seen. Due to low residence times two wells are reflecting this downward trend. The reduction of nitrate concentrations have about the same dimension of the changes in Nmin-data. Further three wells with slightly longer residence time show a stagnating or slightly falling trend. In the two deep wells a rise of the nitrate concentrations and then a slight decline is observed within the investigation period. It is expected that at most the initial conditions will be achieved again. Within all water protection areas a fall below the nitrate concentration level of 50 mg/l is not expected according to the fertilizing level.

Nitrogen removal by denitrification could not be proved neither in the unsaturated soil zone nor in the groundwater. Only at one groundwater measuring point the nitrate concentrations and characteristics refer to temporarily proceeding denitrification processes. Concerning this matter the wetlands were investigated as well. But because low concentrated groundwater from deep layers streams into the river no statements can be made with respect of the denitrification process. In the course of the investigations the high variability of nitrate transformation processes and the heterogeneity of comparable sites have been repeatedly mentioned. In this context, the landscape denitrification is assumed to take place anywhere, where comparable conditions are existing. This process must not be continuous in time and may be limited on small area only.

A correlation between the Nmin values and N balances could not be found. The Nmin data is a snapshot of the current soil nitrogen balances. Overall, the nitrogen transformation process are too complex to be displayed as balances. They are different quantities, that can not be set in relation to each other.

In conclusion it can be noted that Nmin data as input for calculating the nitrate concentration in groundwater can be used. A precondition is the suitability of the site situation in terms of the N-shifting risk. This is due to a detailed statistical study of area-specific data on factors depending as well as independent on the location and

the effect of the whether has to be reviewed. Thus the approach should be interesting for a more accurate calculation in regional areas.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Hintergründe	1
1.2	Berechnung des Nitrataustrags ins Grundwasser mit empirisch-konzeptionellen Modellen	2
1.3	Zielsetzung.....	3
2	Stand der Dinge	7
2.1	Gesetze und Verordnungen	7
2.2	Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse	9
2.3	Bodenstickstoffhaushalt und Nitratauswaschung	10
2.3.1	Bodenstickstoff.....	10
2.3.2	Bodenwassergehalt und Sickerwasser	13
2.3.3	Nitratauswaschung.....	14
2.3.4	Beziehung zwischen N-Saldo, Nmin und Nitratkonzentration im Sickerwasser.....	15
2.3.5	Denitrifikation	17
2.4	Modellierung.....	18
3	Untersuchungsgebiet und Datengrundlage	23
3.1	Das Untersuchungsgebiet	23
3.1.1	Klima und Landnutzung.....	24
3.1.2	Geologie und Böden	28
3.1.3	Gewässer	34
3.1.4	Hydrogeologie	36
3.2	Datengrundlage.....	38
3.2.1	Klima und Landnutzung.....	38
3.2.2	Digitales Höhenmodell	41
3.2.3	Geologie und Boden	41
3.2.4	Hydrogeologie	42
3.2.5	Überwachungsdaten Boden.....	46
3.2.6	Wasserschutzgebiete.....	48
3.2.7	Überwachungsdaten Grundwasser	49
3.2.8	Oberflächengewässer	53
4	Methoden	55
4.1	Darstellung des Bodenstickstoffhaushalts.....	55
4.1.1	Auswertung der Nmin-Daten	55
4.1.2	Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse im Untersuchungsgebiet	56

4.1.3	Vergleich der Nmin-Daten mit den Stickstoffbilanzüberschüssen	58
4.2	Berechnung der Grundwasserneubildungsrate	59
4.2.1	Ansatz	59
4.2.2	Plausibilisierung	63
4.3	Ermittlung der Nitratbewegung in der ungesättigten Zone	64
4.3.1	Bestimmung der Austauschhäufigkeit	64
4.3.2	Berechnung der Nitratkonzentration.....	65
4.3.3	Betrachtung der Verlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer.....	65
4.3.4	Sensitivitätsanalyse.....	66
4.4	Analyse der Grundwasserüberwachungsdaten.....	66
4.4.1	Hydrochemische Beschreibung der Grundwässer	66
4.4.2	Zeitliche Entwicklung der Grundwasserqualität.....	68
4.5	Vergleich der Modellergebnisse mit Monitoringdaten.....	69
4.6	Technische Realisierung	70
5	Ergebnisse und Diskussion.....	71
5.1	Bodenstickstoffhaushalt	71
5.1.1	Stickstoffgehalte im Herbst und Frühjahr	71
5.1.2	Standortabhängige Einflüsse	75
5.1.3	Standortunabhängige Einflüsse	78
5.1.4	Witterungseinfluss.....	80
5.1.5	Darstellung der Nmin-Daten.....	83
5.1.6	Stickstoffbilanzüberschüsse.....	86
5.1.7	Nmin-Daten im Vergleich mit Stickstoffbilanzüberschüssen.....	88
5.2	Grundwasserneubildungsrate	89
5.2.1	Klimatische Eingangsgrößen und Kenngrößen.....	89
5.2.2	Plausibilisierung	93
5.3	Nitratverlagerung im Untersuchungsgebiet	97
5.3.1	Kenngrößen der Austauschhäufigkeit	97
5.3.2	Nitratkonzentration in Abhängigkeit der Landnutzung.....	99
5.3.3	Betrachtung der Verlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer.....	104
5.3.4	Sensitivitätsanalyse.....	109
5.4	Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit.....	111
5.4.1	Hydrochemische Beschreibung der Grundwässer	111
5.4.2	Zeitliche Entwicklung der Grundwasserqualität.....	116
5.5	Vergleich der Modellergebnisse mit den Analysedaten.....	120
6	Schlussfolgerungen	129
6.1	Stickstoffemissionen.....	129
6.2	Bodenstickstoffhaushalt	133
6.3	Bewirtschaftungseinfluss.....	135
6.4	Denitrifikation in der Landschaft	139

Literaturverzeichnis	145
Abbildungsverzeichnis.....	159
Tabellenverzeichnis	163
Abkürzungsverzeichnis.....	165

1 Einleitung

1.1 Hintergründe

Im Ökosystem spielt Stickstoff eine zentrale Rolle. Er stellt in verschiedenen chemischen Verbindungen in Luft, Boden und Pflanze einen wichtigen Baustein für alle Organismen dar. Zum Einen lebenswichtiger Nährstoff für Lebewesen und Pflanzen, kann er zum Anderen auch als Schadstoff wirken. Die Summe aller Stickstoff-Formen, die durch menschliche Aktivitäten emittiert wird, schädigt die terrestrischen und aquatischen Ökosysteme. Die Folgen dieses hohen Inputs sind die Reduktion der natürlichen Artenvielfalt und die Algenblüte in der Nordsee (BIEDERMANN & LEU, 2003).

Die Eutrophierung der Ökosysteme durch Nährstoffe wird als eines der wichtigsten Umweltprobleme in Europa herausgestellt. Zwischen 50-80 % der Stickstoffeinträge sind landwirtschaftlicher Herkunft (EEA, 2005, S. 5). Diese anthropogenen Stickstoffemissionen sind an den hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser abzulesen. Bereits Ende der 1980er Jahre beschrieben STREBEL ET AL. (1989) einen seit zwei bis drei Jahrzehnten stetig steigenden Trend der Nitratkonzentrationen im Grundwasser in ganz Mitteleuropa. Die Bestandsaufnahme (RP KARLSRUHE, 2005) nach Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) (EU, 2000) für das Bilanzgebiet Oberrhein bestätigt, dass die qualitativen Beeinträchtigungen der Grundwasserkörper überwiegend durch diffuse Schadstoffquellen erfolgen und der bedeutendste Stoff hierbei das Nitrat ist. Nach einer Analyse der Nährstofffrachten von BEHRENDT (2001) für Baden-Württemberg werden über den Einzelpfad Grundwasser im Rheingebiet 60 % der Gesamtstickstofffrachten in die Fließgewässer eingetragen.

Ein wesentlicher Faktor für die Stickstoffeinträge in das Grundwasser sind die Nährstoffüberschüsse von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Der Stickstoffhaushalt in der Landwirtschaft wird von der Bewirtschaftungspraxis beeinflusst. Dem Produktionsdruck ausgesetzt, hat sich der Mineraldüngerverbrauch von 1950 bis 1991 vervierfacht, während die Erträge nur um das 2,3-fache gesteigert werden konnten (VAN DER PLOEG ET AL., 1997).

In der Bundesrepublik konnten die zahlreichen Regelungen auf EU-, Bundes-, Landes- und Regionalebene, die an der landwirtschaftlichen Praxis ansetzen, wie z.B. Nitratrichtlinie (EU, 1991), Düngeverordnung (BMELV, 2007) und Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) (UM BW, 2001), bisher keine grundlegende Trendwende in der Nitratproblematik einleiten. Die Gründe sehen FLAIG ET AL. (2002) weniger in einem Wissensdefizit als vielmehr in einem Umsetzungsdefizit und am

Bedarf an Transferleistungen von der Wissenschaft in die Praxis, die es ermöglichen, die Nitratverlagerung vor Ort konkret zu beurteilen.

1.2 Berechnung des Nitrataustrags ins Grundwasser mit empirisch-konzeptionellen Modellen

In der Wassergütewirtschaft werden empirisch-konzeptionelle Modelle, auch Bilanzmodelle genannt, zur Abschätzung der Nährstoffemissionen in Fließgewässer auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten eingesetzt. Diese Modelle quantifizieren die Stoffeinträge entsprechend ihrer Eintragspfade. Die Eintragspfade sind untergliedert in punktuelle Quellen wie z.B. Kläranlagen und diffuse Quellen, zu denen Einträge über die Bodenerosion, die atmosphärische Deposition und das Grundwasser zählen.

Im Gegensatz zu physikalisch-basierten Modellen geht es hierbei nicht um die genaue kinetische Darstellung der Austragsprozesse. Regionalisiert werden die Frachtabschätzungen durch die Verknüpfung der Güte- und Abflussdaten mit statistischen Daten und digitalen Karten in Geographischen Informationssystemen. Diese übergeordneten Informationen bilden die Prozesse praktisch indirekt ab. Die Anwendung empirisch-konzeptioneller Modelle eignet sich besonders innerhalb großer Flussgebiete und für den Vergleich großer Flussgebiete untereinander, wie bei der Bilanzierung der gesamten Nährstoffeinträge in die Nord- und Ostsee durch BEHRENDT ET AL. (1999).

Aber auch auf regionaler Ebene kamen die konzeptionellen Ansätze zum Einsatz (FUCHS ET AL., 2004). So in dem Projekt „Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen“ (sog. „Kraichbachprojekt“) mit dem Ziel, die Übertragung der makroskaligen Ansätze zur Quantifizierung der Nährstoff- und Schwermetalleinträge aller Eintragspfade auf die Mesoskala zu überprüfen. Dabei wurde festgestellt, dass die empirisch-konzeptionellen Ansätze nach entsprechenden Anpassungen relativ gut auf die regionale Ebene übertragbar sind und einen unmittelbaren Maßnahmenbezug erlauben. Die Güte der Berechnungsergebnisse hängt dabei unmittelbar von der Güte der Eingangsdaten ab. Die Aussagekraft auf regionaler Ebene liegt in der Frachtabschätzung der einzelnen Eintragspfade, die besonders für die Formulierung von Maßnahmen von Bedeutung ist.

Die Potentiale zur Weiterentwicklung einzelner Ansätze wurden pfad- und stoffspezifisch sehr unterschiedlich erachtet. Mit der Bilanzierung der Stickstoffausträge über das Grundwasser stößt die Anwendung der konzeptionellen Modelle auf mittlerer

Ebene an ihre Grenzen. Die zur Berechnung notwendigen Eingangsdaten lassen sich nicht beliebig auflösen und pauschale Größen zur Einbeziehung der Stickstoffdynamik im Boden erzeugen unplausible Ergebnisse. Bekannt sind bisher zwar die Prozesse vom Grundsatz her, jedoch können auf mittlerer Skala bisher flächendeckend keine genauen Angaben zur Menge des Stickstoffumsatzes im Boden und Grundwasserleiter gemacht werden. Von den verschiedenen Prozessen, die am Stickstoffumsatz beteiligt sind, ist eine Vorhersage bei der Denitrifikation schwierig. Für die Abschätzung der Nitratgehalte im Grundwasserleiter sind diese Prozesse aber von hoher Bedeutung, da sie die Konzentrationen deutlich reduzieren können.

1.3 Zielsetzung

Für die Planung von Maßnahmen und zur Stärkung der Aussagekraft empirisch-konzeptioneller Modelle bedarf es einer tatsächlichen und verständlichen Abbildung der Eingangsgrößen für den Stickstoffeintrag und die Stickstoffumsetzungsprozesse über den Pfad Grundwasser. Diese Arbeit untersucht den Einsatz einer alternativen Eingangsgröße zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser anstelle der bisher verwendeten Datensätze innerhalb dieser Modelle.

Die Stickstoffemissionen, die über das Grundwasser in die Gewässer gelangen, werden in konzeptionellen Modellen durch eine stoffliche Eingangsgröße bilanziert, die mit der Sickerwassermenge zu einer Konzentration verrechnet wird. Als Eingangsdaten für Stickstoff dienen die landwirtschaftlichen Flächenbilanzüberschüsse. Mittels statistischer Daten werden die landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene erstellt. Ein genauer Flächenbezug ist damit nicht gegeben, weil eine weitere Disaggregation der Daten rechtlich bislang nicht möglich ist. Die Abbildung der Grundwasserneubildung erfolgt über eine einfache Wasserhaushaltsgleichung.

Der Ansatz berücksichtigt außerdem die Stickstoffabbauprozesse im Oberboden und Grundwasser in Form der Denitrifikation. Die Stickstoffabbauraten im Oberboden werden aus den Stickstoffüberschüssen und den Denitrifikationsbedingungen in Abhängigkeit vom Standort berechnet. Im Grundwasser orientieren sie sich am großräumigen Grundwasserleiter.

Bei der Umsetzung des konzeptionellen Ansatzes im Kraichbachprojekt (FUCHS ET AL., 2004) wurden durch den Einsatz der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse als Stickstoffeingangsdaten überhöhte Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser ermittelt. In der Folge führte auch die Berechnung der Denitrifikationsraten zu unplausiblen Werten der Abbauprozesse im Boden und Grundwasser. Der projektinterne Arbeitskreis, der sich aus Fachleuten der Landwirtschaft und Verwaltung zu-

sammensetzte, befand die Stickstoffüberschüsse als zu hoch. Folglich wurden auch die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als unrealistisch erachtet und dem Modell eine geringe Akzeptanz entgegen gebracht.

Ziel der Arbeit ist es daher zu prüfen, ob in einem konzeptionellen Ansatz anstelle der Stickstoffbilanzen empirische Messwerte in Form der „Nmin-Daten“ zur Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts und zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser herangezogen werden können. Erreicht werden soll eine eindeutige Abbildung der regionalen Nitratsituation und die Abschätzung der Umsetzungsprozesse im Boden und Grundwasser.

Bislang sind Nmin-Daten in konzeptionellen Modellen nicht eingesetzt worden. Der direkte Vergleich von berechneten Nitratkonzentrationen mit Monitoringdaten ist in dieser räumlichen und zeitlichen Auflösung ebenfalls noch nicht vorgenommen worden (siehe auch Kapitel 2.4). Die Herangehensweise jedoch empirische Daten statistisch auf Abhängigkeiten zu Standortbedingungen zu prüfen und entsprechend einzusetzen, reiht sich in die Tradition konzeptioneller Modelle ein.

Seit Einführung der Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) 1988 (UM BW, 2001) in den Wasserschutzgebieten von Baden-Württemberg werden im Herbst flächendeckend die mineralisierten Bodenstickstoffgehalte (Nmin-Daten) gemessen, um die landwirtschaftlichen Nitrateinträge zu kontrollieren. Die Nmin-Daten werden von der Landwirtschaft im Herbst als Kontrollgröße akzeptiert und im Frühjahr auch außerhalb der Wasserschutzgebiete zur Düngeplanung herangezogen.

Für die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit wurden die Nmin-Daten aus dem Zeitraum 1989 bis 2003 herangezogen. Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs, das bereits im Zuge des Kraichbachprojekts im Mittelpunkt von Stoffstromanalysen stand. Innerhalb dieses Einzugsgebietes mit einer Größe von 161 km² liegen acht Wasserschutzgebiete mit Flächen zwischen 1,1-9,9 km².

Die Stickstoffemissionen über das Grundwasser werden anhand des konzeptionellen Ansatzes durch den Einsatz der Nmin-Daten für die Wasserschutzgebiete berechnet. Die berechneten Nitratkonzentrationen werden anhand der Grundwasseranalysen der Trinkwasserbrunnen aus dem jeweiligen Wasserschutzgebiet plausibilisiert. Darüber hinaus werden spezifische Kenngrößen der Grundwasseranalysen ausgewertet, die Hinweise geben sollen auf eventuell stattfindende denitrifizierende Prozesse im Grundwasserleiter.

Die stofflichen Eingangsdaten werden in Abhängigkeit der Bewirtschaftung auf das gesamte Einzugsgebiet übertragen, so dass die gesamten Stickstofffrachten berechnet werden können und ein Überblick über die Nitratsituation gewonnen wird.

Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Führt die Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aus Nmin-Daten zu belastbaren Aussagen?
- Lässt sich eine räumliche und/oder zeitliche Beziehung zwischen den Nitratgehalten im Oberboden und den Nitratkonzentrationen im Grundwasser herstellen?
- Können auf Basis der eventuell herstellbaren Beziehung zwischen Nmin-Daten und Grundwasseranalysen Aussagen zur zukünftigen Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser der Wasserschutzgebiete gemacht werden?
- Können die Denitrifikationsraten im Oberboden, der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter abgeschätzt werden?
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen den Nmin-Werten und den N-Bilanzen?

2 Stand der Dinge

2.1 Gesetze und Verordnungen

EU-Ebene

Die Wasserpolitik der Europäischen Gemeinschaft (EG) wurde mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG (EU, 2000), die am 20. Dezember 2000 in Kraft getreten ist, neu geordnet. Der Wirkungsbereich der WRRL erstreckt sich auf die Oberflächengewässer, Grundwasser, Küstenbereiche, Übergangsgewässer und teilweise Feuchtgebiete. Ziel ist es, den qualitativen Zustand der Gewässer zu schützen und zu verbessern, um bis 2015 einen „guten Zustand“ für alle Gewässer zu erreichen. Zur Förderung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft wurden statt der administrativen Grenzen Flusseinzugsgebiete als Bewirtschaftungseinheit gewählt. Neu an diesem Ansatz ist u.a. die Einführung des „kombinierten Ansatzes“, nach dem Punktquellen sowohl über Emissions-, wie auch Immissionsgrenzwerte kontrolliert werden (GRÜNE LIGA E.V., 2004).

Insbesondere soll die WRRL zur Erreichung der Ziele internationaler Abkommen dienen (Helsinki-Konvention, 1974 und OSPAR-Konvention, 1992), die mit strengeren Vorgaben zum Schutz der Ökosysteme vor schädlichen und radioaktiven Substanzen sowie Eutrophierung vereinbart wurden.

Für das Grundwasser wird in der WRRL als Umweltziel der „gute chemische Zustand“ und „gute mengenmäßige Zustand“ festgelegt. Es gilt das Verschlechterungsverbot, d.h. „signifikante und anhaltende“ Trends von ansteigenden Schadstoffkonzentrationen müssen umgekehrt werden, es gibt aber keine Sanierungsziele. Umweltziele für das Grundwasser wurden 2003 in der Grundwasser-Tochterrichtlinie beschlossen und führen nur Grenzwerte für Nitrat (50 mg/l) und Pestizide (0,1 µg/l) auf. Die Mitgliedsstaaten werden darin aufgefordert, Schwellenwerte für gefährliche Stoffe selbst zu bestimmen.

Weiter sind für den Grundwasserschutz folgende Richtlinien von Belang: Die Grundwasser-Richtlinie (80/68/EWG), die Gültigkeit besitzt, bis sie 2013 von der WRRL aufgehoben wird. Sie ist das wichtigste europäische Regelwerk für den Schutz des Grundwassers vor der Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe. Die Nitrat-Richtlinie (91/676/EG), die auf Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltverschmutzung durch landwirtschaftliche Nitrate abzielt. Die Pestizid-Richtlinie (91/414/EWG) als eine Marktzulassungs-Richtlinie für Pestizide. Und die Abfalldeponie-Richtlinie (1999/31/EG), die Vorgaben zum Ausbau von Deponien mit dem Ziel

macht, das Grundwasser vor verunreinigtem Sickerwasser zu schützen (GRÜNE LIGA E.V., 2005).

Nationale Ebene - Deutschland

Die Umsetzung der WRRL in der Bundesrepublik Deutschland erfolgte mit der Verabschiedung der 7. Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) im Juli 2002. Da dem Bund in Wasserfragen nur die Rahmengesetzgebungskompetenz obliegt, mussten die 16 Landeswassergesetze ebenfalls entsprechend geändert werden.

Länderebene - Baden Württemberg

In Baden-Württemberg wurde die WRRL am 22.12.2003 in baden-württembergisches Recht umgesetzt und am 30.08.2004 die Verordnung zur Umsetzung der Anhänge II „Oberflächengewässer“ und V „Zustand der Oberflächengewässer“ in Landesrecht verabschiedet. Im Landeswassergesetz werden u.a. die Zuordnung zu den Flussteileinzugsgebieten, die Behördenverbindlichkeit von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen, die Datenermittlung und Datenverarbeitung, der Umfang der wirtschaftlichen Analyse, die Gewässerrandstreifen, die regelmäßige Überprüfung der wasserwirtschaftlichen Zulassungen und die Partizipation geregelt.

Im Zuge der Bestandsaufnahme der Flussgebiete (RP, 2005) erfolgte auch für das Grundwasser eine „erstmalige“ Beschreibung. Entsprechend der Koordinierungsräume von Baden-Württemberg erfolgte darin zunächst eine Abgrenzung und allgemeine Beschreibung der Grundwasserkörper (GWK), eine Aufnahme der qualitativen (diffusen und punktuellen) und quantitativen Belastungen sowie die Bestimmung der direkt vom Grundwasser abhängigen Oberflächengewässer- und Landökosysteme. In einer darauf folgenden „weitergehenden“ Beschreibung der GWK wurden sogenannte „gefährdete GWK“ (gGWK) festgelegt, für die das Risiko besteht, dass sie die Umweltziele nicht erfüllen (LFU, 2005b).

Basierend auf dem Wasserhaushaltsgesetz ist in Baden-Württemberg 1988 die Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) (UM BW, 2001) in Kraft getreten. Unter der Problematik steigender Nitratgehalte im Grundwasser Mitte der 1980er Jahre und den Forderungen der EG-Trinkwasserrichtlinie, die eine Herabsetzung des Nitratgrenzwertes von 90 auf 50 mg/l implementierte, fordern Gesetzgeber und Verwaltung zügige Abhilfe- und Vorsorgemaßnahmen (TIMMERMANN, 1994). Für die Landwirtschaft als Hauptverursacher diffuser Nitrateinträge wurden landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftungsmethoden und Bewirtschaftungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten festgeschrieben und im Gegenzug Ausgleichsleistungen gewährleistet. Im März 2001 trat die zweite Novellierung der SchALVO in Kraft. Sie sieht die Einstufung der Wasserschutzgebiete in Abhängigkeit der Höhe und zeitlichen Ent-

wicklung des Nitratgehaltes im Grundwasser vor und teilt die Wasserschutzgebiete in Normal-, Problem- und Sanierungsgebiete ein. Umstritten sind die hohen Schwellenwerte, nach denen derzeit ca. 80 % der Wasserschutzgebiete als Normalgebiete ausgewiesen werden (KIEFER, 2005), in denen aber seit Einführung der SchALVO keine wirkliche Trendwende bei den Nitratgehalten im Grundwasser herbeigeführt werden konnte.

2.2 Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse

Mit landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüssen wird die Stickstoffmenge auf landwirtschaftlichen Flächen bezeichnet, die bei der Bewirtschaftung für die Kulturpflanzen nicht von Nutzen ist und als Überrest auf der Fläche verbleibt. Zur Abschätzung des potentiellen Nitrataustrags aus dem durchwurzelten Boden landwirtschaftlicher Flächen werden die Überschüsse als Kenngröße herangezogen.

Die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse, auch N-Salden genannt, werden nach dem Prinzip der Bilanzierung berechnet. Sämtliche Stoffeinträge in direkter Form von Dünger oder indirekter wie Futtermittel oder Saatgut werden den Ausgängen, der Ernte, gegenübergestellt. Das Saldo gibt den Anteil wieder, der nicht von der Pflanze aufgenommen wird und dadurch Umsetzungs- oder Auswaschungsprozessen unterliegt. In der Landwirtschaft spricht man von einer Hof-Tor-Bilanz, weil sie alles an tierischen und pflanzlichen Erzeugnissen erfasst, was durch das Hoftor exportiert und durch Düngemittel, Futtermittel, Saatgut und Tiere importiert wird.

Für den landwirtschaftlichen Betrieb erlaubt die Hof-Tor-Bilanz zu prüfen, ob der Nährstoffkreislauf geschlossen ist. Durch den Einsatz statistischer Daten ermöglicht der Ansatz aber auch regionale Abschätzungen des Stoffpotentials auf landwirtschaftlichen Flächen vorzunehmen. BACH (1987) nutzte Stickstoff-Bilanzen und Sickerwasserspenden, um auf der Fläche der Bundesrepublik Deutschland die potentielle Nitratbelastung durch Sickerwasser regional zu charakterisieren. Über die Betrachtung langjähriger Bilanzierungen des Stickstoffhaushaltes der Landwirtschaft konnten VAN DER PLOEG ET AL. (1997) und BACH ET AL. (1997) die Effizienz des Stickstoffeinsatzes bewerten. VAN DER PLOEG ET AL. (1997) konnte zeigen, dass sich im Betrachtungszeitraum von 1951 bis 1990 der Gebrauch von Mineraldünger vervierfachte, während gleichzeitig der Stickstoffgehalt der Ernteprodukte nur um das 2,3-fache anstieg. Er berechnet eine Verringerung der Stickstoffeffizienz von 77 % auf 38 % und sieht dies als Hauptursache für das herrschende Nitratproblem. BACH ET AL. (1997) untersuchten Stickstoff-Bilanzen von 1970 bis 1995 und verzeichneten von 1970 bis 1987 zunächst einen Stickstoffanstieg von 113 auf 166 kg N/(ha-a) mit

2,3 % pro Jahr und danach eine jährliche Abnahme mit 3,2 % bis auf 129 kg N/(ha·a) im Jahr 1995.

Dabei weisen die Autoren immer wieder auf die Unterschiede bei den Betriebstypen hin. BACH (1987, S. 117) kalkuliert für Marktfruchtbetriebe Stickstoffbilanzen bezogen auf die landwirtschaftliche genutzte Fläche von 41 kg N/(ha·a), während Futterbau- und Veredelungsbetrieben mit 100 bzw. 207 kg N/(ha·a) deutlich höher liegen. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt EULENSTEIN (1991), der die Bilanzen von 15 Futterbau- und Veredelungsbetrieben innerhalb eines Wassereinzugsgebietes detailliert berechnet. Der jährliche Überschuss der Betriebe mit Flächenanteilen über 40 % innerhalb der Wassereinzugsgebiete liegt bei 172 kg N/(ha·a), wobei die Variationen zwischen den einzelnen Betrieben mit 144 kg N/(ha·a) (Futterbau), 161 kg N/(ha·a) (Veredelung) und 276 kg N/(ha·a) (Futterbau-Veredelung) hoch sind.

Reale Betriebsabschlüsse liegen den Bilanzen von GAMER & ZEDDIES (2001) zu Grunde. Die Autoren erstellten Bilanzen auf der Basis von Betriebsabschlüssen in Baden-Württemberg in den Jahren 1984/85 bis 1999/2000. Insgesamt weisen sie einen Trend abnehmender N-Salden bis 1993/94 von 125 auf 80 kg N/(ha·a) nach. Danach steigen die N-Salden wieder auf ca. 100 kg N/(ha·a) an und halten in den darauf folgenden Jahren ungefähr das Niveau. Auch die Unterschiede der Stickstoff-Bilanzsalden zwischen den Betriebsformen werden hier wieder deutlich. Die mittleren N-Bilanzsalden liegen für Futterbau- und Veredelungsbetriebe mit 114 bzw. 135 kg N/(ha·a) deutlich höher als für Marktfruchtbetriebe mit 61 kg N/(ha·a).

Insgesamt ermöglichen Hof-Tor-Bilanzen detaillierte Aussagen zu den landwirtschaftlichen Stickstoffströmen auf regionaler Ebene. Die flächenspezifischen Austragschwerpunkte sind daraus nicht einfach abzuleiten, denn die eingehenden statistischen Daten unterliegen dem Betriebsprinzip, nach dem sämtliche Flächen und Viehbestände der Gemarkung zugewiesen werden, in dem sich der Betriebssitz befindet, und nicht der realen Lage.

2.3 Bodenstickstoffhaushalt und Nitratauswaschung

2.3.1 Bodenstickstoff

Der Stickstoffgehalt im Oberboden einer 20 cm-mächtigen Ackerkrume eines Mineralbodens liegt bei ca. 0,1-0,2 %, das entspricht etwa 3000-6000 kg N/ha. Der organische Stickstoffanteil liegt bei 90-95 %, er ist gebunden in Aminosäuren, Aminosucker und anderen Verbindungen und nicht pflanzenverfügbar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998; S. 270). Der pflanzenverfügbare, mineralisierte Stickstoffanteil (N_{min})

ist anorganisch gebunden und liegt überwiegend als Nitrat (NO_3^-) und nur in kleiner Menge als gelöstes Ammonium (NH_4^+) vor. Nitrat ist leicht löslich und daher auswaschungsgefährdet.

In einem kontinuierlichen Bodenkreislauf wird Stickstoff von organischen in anorganische N-Verbindungen umgewandelt (Mineralisierung) und umgekehrt (Immobilisierung). Das leicht austauschbare Ammonium stellt dabei die zentrale N-Verbindung dar, es wird von den heterotrophen Mikroorganismen in organische Substanz überführt oder durch deren Abbau freigesetzt.

Es wird immer wieder versucht, den Stickstoffhaushalt zu charakterisieren und anhand von Kenngrößen zu beschreiben. So konnte LORENZ (1992) auf ackerbaulich bewirtschafteten Lössböden im Kraichgau die Stickstoffmineralisierung in ihrer zeitlichen Dynamik bei unterschiedlichen Humusvorräten zum großen Teil mit dem Gang der Bodenwärme und -feuchte erklären. HONISCH (1996) hingegen konnte diesen Zusammenhang bei Untersuchung derselben Böden nicht herleiten und schloss auf die überlagernde Bedeutung der Qualität der organischen Substanz. Die Adsorption organischer Stoffe an Tongehalte führt zu einer Verlangsamung der Abbauprozesse, so dass Böden mit niedrigeren Humusgehalten höhere Mineralisierungsraten aufweisen können als Böden mit höheren Humusgehalten. TURABAHKA (1999), der sich ebenfalls mit der Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes in diesem Gebiet beschäftigte, konnte die Thesen seiner Kollegen nicht bestätigen. Er sah die Mineralstickstoffmenge als eine Konsequenz vorangegangener Nettomineralisation und Düngung unter Berücksichtigung der Entzüge, Auswaschung und der gasförmigen N-Verluste, konnte jedoch in seinen Untersuchungen nur einen schwachen Zusammenhang aufzeigen.

Auch LOCHMANN ET AL. (1989) gelangen ebenfalls nur eine unbefriedigende Schätzung der N-Mineralisation auf der alleinigen Basis von Wassergehalt und Temperatur. Gleichzeitig beobachteten sie einen deutlichen Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Höhe und Verlauf der Mineralisierung, die aber nicht quantifiziert werden konnte. SCHAFFERS (2000) untersuchte halb-natürliche, unbewirtschaftete Böden und konnte die N-Mineralisierung in den Monaten März bis August durch den Nmin-Gehalt, die Feuchte und den pH-Wert vorhersagen. Zu anderen Faktoren wie Gesamtstickstoff, Humusgehalt, dem Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis, dem gelösten organischen Stickstoff sowie der Korngröße, fand er nur niedrige bis keine signifikanten Korrelationen.

Anhand dieser Beispiele aus der Literatur zeigt sich, dass eine zuverlässige Beschreibung des Stickstoffhaushaltes anhand von Kenngrößen bisher nicht befriedigend gelungen ist. SPRINGBOB & BÖTTCHER (1999), die sich mit Verlagerungs- und

Umsetzungsprozessen unterhalb des Wurzelraums beschäftigten, beschreiben die Heterogenität als prägende Eigenschaft natürlicher Systeme und weisen auf die Schwierigkeit beim Aufbau von Probenahme- und Auswertungskonzepten hin. Das betrifft natürlich besonders den Aspekt der Skalenübergänge bei Untersuchungen im Labormaßstab über die Kleinparzelle zum Einzugsgebiet. Es fehlen Kenntnisse des Zusammenhangs zwischen physikalisch und chemisch verursachter Heterogenität und über die mikrobielle Besiedlung in den verschiedenen Bodenzonen.

In Zusammenhang mit der Immobilisation machen NIEDER & RICHTER (1999) auf eine starke Anreicherung der organischen Substanz im Oberboden und der in ihr gebundenen Nährstoffe aufmerksam, die sie mit der Vertiefung der Ackerkrumen und Dünger-Applikationsraten deutlich über dem Entzug in Beziehung setzen. Seit Ende der 1960er bis Anfang der 1980er Jahre wurde auf den Ackerböden Westdeutschlands die Bodenbearbeitung von < 25 auf > 35 cm vertieft. Die Auswertung von Probenahmen und Bilanzen des organischen Kohlenstoffs und Gesamt-Stickstoffs von 1970 bis 1998 im südlichen Niedersachsen zeigten eine kumulative Anreicherung bis zu 16 t C/ha und 1 t N/ha in Lössböden von Marktfruchtbetrieben. Nachdem der überschüssige Stickstoff bislang in der organischen Substanz festgelegt worden ist, rechnet NIEDER (2000) mit einer Wiedereinstellung „quasi-stationärer“ Gehalte an organischer Substanz ab etwa 2005 und erwartet bei gleichbleibender Düngung eine Zunahme der N-Emissionen.

Diese Erkenntnisse zeigen, dass sich die Charakterisierung des Stickstoffhaushaltes anhand von Kenngrößen schwierig gestaltet, wenn sie von Auswirkungen durch Bewirtschaftungsmethoden überlagert werden. Um Aussagen über den Stickstoffhaushalt im Oberboden zu gewinnen, bieten sich daher die Gehalte mineralisierten Stickstoffs an, die über die Bestimmung der Nitratgehalte gewonnen werden. Die jeweilige Konzentration stellt den Netto-Effekt mehrerer gleichzeitig ablaufender Prozesse zum Zeitpunkt der Probenahme dar (STENGER, 1996, S. 5). Die Menge des im Oberboden enthaltenen Nitrats wird auf bewirtschafteten Böden mengenmäßig am stärksten durch Düngung und den Pflanzenentzug beeinflusst. Dementsprechend nimmt der Nmin-Gehalt im Oberboden im Frühjahr mit der Düngung zu und ist im Sommer, kurz vor der Ernte, am niedrigsten. Nach der Ernte steigt der Nmin-Gehalt durch den Abbau der Erntereste wieder an. Um Aussagen über den austragsrelevanten Stickstoffanteil zu erhalten, werden Messungen im Herbst durchgeführt, wenn die Umsetzungsprozesse zur Ruhe gekommen sind und der Bodenwassergehalt gesättigt ist (HÖFER ET AL., 2001). Oder aber sie dienen im Frühjahr dazu, die für die Pflanzenproduktion benötigte Düngemenge anzupassen (WEHRMANN ET AL., 1988).

2.3.2 Bodenwassergehalt und Sickerwasser

Beim Sickerwasser handelt es sich um den frei beweglichen Anteil des Bodenwassers, der abwärts verlagert wird. Die Menge Wasser, die im Boden gespeichert und gegen die Schwerkraft gehalten wird, wird als Feldkapazität bezeichnet. Unterschieden wird zwischen dem für Pflanzen nutzbaren Anteil, der nutzbaren Feldkapazität und dem Haftwasser, das durch Adsorptions- oder Kapillarkräfte gegen die Wirkung der Schwerkraft an bzw. zwischen den Bodenpartikeln haftet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998, S. 183). Die physikalischen Kräfte sind hierbei so stark, dass das Wasser für die Pflanzen nicht verfügbar ist. Die Körnung des Bodens und damit die Bodenart hat einen entscheidenden Einfluss auf die im Boden vorhandene Wassermenge, sie entscheidet über die Verteilung der Porengrößen und den Zwischenraum der Partikel. Sand weist große Poren auf, in denen das Wasser einheitlich schwach gebunden ist. Im Umkehrschluss ist die Wasserleitfähigkeit und Durchlüftung in Sandböden am höchsten. Der Bodenwassergehalt ist abhängig vom Porenvolumen und nimmt mit abnehmender Körnungs- und Porengröße zu. So weisen Schluffböden einen größeren Anteil an Mittelporen und damit bei gleicher Wasserspannung weniger Bodenwasser auf als Tonböden mit ihren Feinporen. Bei Schluffböden sind die Mittelporen mit 20 % an der Porengrößenverteilung stark beteiligt, beim Tonboden die Feinporen mit 30 %. So wird der permanente Welkepunkt, ab dem die Pflanze dem Boden kein Wasser mehr entziehen kann, bei Schluffböden bei ca. 10 Vol.-% und bei Tonböden bei ca. 30 Vol.-% Wassergehalt erreicht. Mit zunehmendem Tongehalt steigt die Bindungsstärke des Wassers bei gleichem Wassergehalt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998, S. 189). Die Wasserspeicherkapazität von Tonböden ist am größten, dementsprechend dauert es hier auch am längsten bis es zu einer Sickerwasserbewegung kommt. Dies geschieht überwiegend während der vegetationslosen Zeit im Winter, wenn keine Aufwärtsbewegung durch die Atmung der Pflanzen stattfindet und der Boden wassergesättigt ist.

Die Nitratverlagerung wird in ihrer Abwärtsbewegung überwiegend nach dem Verdrängungsprinzip ohne Diffusion-Dispersion (DUYNISVELD & STREBEL, 1983; FUNK ET AL., 1995) beschrieben. Das Bodenwasser mit dem gelösten Nitrat wird unterhalb der durchwurzeltten Zone entsprechend der jährlichen Grundwasserneubildung nach unten verdrängt. GÖLZ-HUWE ET AL. (1989) stellten die Nitratauswaschung nicht als einen reinen Verdrängungsmechanismus dar, sondern vielmehr als Phänomen der Mischung und Verdrängung. Auch GÖBEL (2000) stellt bei Messungen zum Stickstoffaustragsverhalten neben dem Matrixfluss zwei Arten vom präferentiellen Fluss fest. Neben dem klassischen Makroporenfluss durch Schrumpfungsrisse bei trockenen Verhältnissen, konnte er auch unter feuchten bis gesättigten Bedingungen bei geringen Niederschlägen präferentiellen Fluss nachweisen.

2.3.3 Nitratauswaschung

Um Aussagen über die Nitratauswaschung in der ungesättigten Zone zu erhalten, werden Messungen der Nitratgehalte im Sickerwasser durch Lysimeter (CZERATZKI, 1973; THOMSEN, 2005), Saugkerzen (RIESS ET AL., 1995) und/oder Dränabflüsse (KNOBLAUCH, 1999; GÖBEL, 2000) durchgeführt. Aufgebaut sind die Messungen nach der Fragestellung, wie sich nutzungsbedingte und standortabhängige Einflussfaktoren auf die N-Gehalte im Sickerwasser auswirken. Zu den nutzungsbedingten Faktoren zählen Bewirtschaftungsformen und Kulturarten, die standortabhängigen werden von den Bodentypen geprägt. Zusammenhänge konnten festgestellt werden zwischen der Höhe der Düngung (CEPUDER, 2003), der angebauten Kulturen (VOSS & ZEPP, 1987; CZERATZKI, 1973), dem Anbau von Zwischenfrüchten (THOMSEN, 2005), der Bewirtschaftung (ANGER ET AL., 2002) und der Bodentypen (BEAUDOIN ET AL., 2005) auf der einen Seite und dem Stickstoffaustrag andererseits. So verringern ungedüngte Varianten, Grünland, der Anbau von Zwischenfrüchten und Extensivierung den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen. Weiterhin sind die Nitratausträge unter leichten Sandböden höher als unter tiefen lehmigen Böden.

RIESS ET AL. (1995) verglichen den Nitratgehalt des Saugkerzenwassers mit der Nitratkonzentration des Bodenwassers der Nmin-Proben und stellten einen ähnlichen Verlauf fest. Das 3- bis 4-fach höhere Niveau der Nitratkonzentrationen im Saugkerzenwasser führten sie auf die Beprobung des kaum beweglichen Bodenwassers bei der Extraktion der Bodenproben zurück. Im Gegensatz zum leichter dränenden Grobporensystem, das nur kurz in Kontakt mit der Bodenmatrix steht und wenig Nitrat aufnimmt, verweilt das Bodenwasser in den Mittel- und Feinporen länger und weist aufgrund der stärker stattfindenden Mineralisation eine höhere Nitratkonzentration auf.

Eine weitere Methode zur Untersuchung der Nitratverlagerung mit dem Sickerwasser ist die Beprobung der Stickstoffgehalte im Boden in Kombination mit dem Wassergehalt in unterschiedlicher Tiefe (VOSS & ZEPP, 1987; FUNK ET AL., 1995). In der ungesättigten Zone mächtiger Lössdecken stellten VOSS & ZEPP (1987) einen diskontinuierlichen Verlauf der Nitratlösungsfronten nach unten fest, die keinen offensichtlichen Zusammenhang zum Witterungsverlauf zeigten. FUNK ET AL. (1995) stellten lediglich in der Evapotranspirationszone der Lössstandorte ein Nebeneinander beschleunigter und verzögerter Fließwege fest, in der Dränzone hingegen wanderte das Wasser annähernd nach dem Prinzip der Verdrängung in die Tiefe.

Besonders bei der Untersuchung der Stickstoffgehalte im Boden ist eine Berücksichtigung der Bodenwassergehalte wichtig. Hohe Niederschlagssummen vor der Probe-

nahme können einen Auswaschungseffekt bewirken und die Ergebnisse der Probenahme verzerren (STURM & KIEFER, 2005). STICKSEL ET AL. (2001) weisen darauf hin, dass Abweichungen von Schätzwerten nach Analysenvorschrift bei trockeneren Jahren zu einer Über-, und bei feuchten Jahren zu einer Unterschätzung des tatsächlichen N-Gehaltes im Boden führen können.

Im landschaftlichen Zusammenhang machte KNOBLAUCH (2003) auf das standörtliche Verlagerungsrisiko auswaschungsgefährdete Flächen aufmerksam. So tragen Speisungsgebiete mehr zur Stickstoffbefrachtung des Flusses bei als Auenbereiche. Grund hierfür sind flachgründige Böden im Speisungsgebiet mit einem geringen pflanzenverfügbaren Wasserbereitstellungsvermögen, die eine höhere N-Verlagerungsdisposition zur Folge haben. In den Auenbereichen mit optimaler Wasserversorgung aus Boden und Grundwasser sind über stabile Erträge und N-Entzüge ausgeglichene N-Salden realisierbar, so dass diese Bereiche nur ein geringes Verlagerungsrisiko aufweisen und entsprechend weniger Stickstoff ausgetragen wird.

2.3.4 Beziehung zwischen N-Saldo, Nmin und Nitratkonzentration im Sickerwasser

Zur Bewertung signifikanter Belastungen des Grundwassers aus diffusen Quellen werden vielfach der N-Flächenbilanzüberschuss oder der mineralisierte Bodenstickstoffgehalt im Oberboden herangezogen, um daraus die Nitratkonzentration im Sickerwasser abzuleiten. Wenn eine quantitative Beziehung zwischen den beiden Kenngrößen und den gemessenen Nitratgehalten im Sickerwasser bzw. Grundwasser einer Region hergestellt werden kann, besteht die Möglichkeit den Stickstoffhaushalt über diese Größen zu regionalisieren.

Auf Dauerparzellen konnte EULENSTEIN (1991) keine gesicherten Korrelationen zwischen Düngungsüberschuss, Nmin-Werte aus dem Dezember und Nitrataustrag in der Dränzone feststellen. Eine statistisch signifikante Beziehung zwischen dem jährlichen N-Saldo und der zuzuordnenden Dränzonenfracht bestand ebenfalls nicht, selbst wenn nach Anbaufrüchten und Rotationen klassiert wurde. Ursachen hierfür sieht er in der starken Denitrifikation im Oberboden, Ammoniak-N-Verlusten aus Wirtschaftsdüngern, den Oszillationen zwischen Netto-Mineralisation und Festlegung von Stickstoff in der organischen Substanz und der hydrodynamischen Dispersion der Sickerwässer verschiedener Jahre.

RÜCK & STAHR (1995) setzten ebenfalls die Herbst-Nmin-Vorräte mit der Nitratfracht über Winter in Beziehung und konnten nur bei der Betrachtung aller Standorte eine

signifikante Korrelation feststellen. Die aus den Nmin-Vorräten berechneten Nitratkonzentrationen waren allerdings um das ca. 2,5-fache höher als die gemessenen Nitratkonzentrationen im Saugkerzenwasser.

Auf einen langjährige Zusammenhang zwischen N-Saldo, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag, der stark standortabhängig und nur über mehr- und langjährige Messreihen eindeutig erkennbar ist, wiesen KNOBLAUCH ET AL. (1999) hin. Die Ursachen sehen die Autoren in der Langfristigkeit des N-Umsatzes und im unterschiedlichen N-Verlagerungsrisiko, das im Wesentlichen durch die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, das Substrat, die Art der Abflussbildung und das standörtliche Wasserbereitstellungsvermögen bestimmt wird. Bei drei untersuchten Ackerstandorten war nur bei einem ein jährlicher Zusammenhang zwischen Herbst-Nmin-Gehalt im Boden und Nitratgehalt festzustellen. Demnach kam eine enge jährliche Beziehung zwischen Boden-Nmin-Gehalt und Nitratgehalt im Sickerwasser nur dann zustande, wenn sich das Bodenwasser vorwiegend nach dem Verdrängungsprinzip durch die Wurzelzone bewegt und vorauseilender Wasserfluss über Makroporen wenig von Bedeutung ist, die Umsetzungsprozesse im Boden vernachlässigbar sind, und der im Oberboden enthaltene Stickstoffanteil über Winter überwiegend aus der Wurzelzone verlagert wird.

SCHEFFER (1999) konnte bei durchlässigen Sandstandorten den Nitrataustrag recht gut aus dem herbstlichen Nitratgehalt im Boden vor der winterlichen Sickerwasserbildung abschätzen. Auch STURM ET AL. (2004) gelang es in Sandböden der Oberrheinebene Nitratkonzentrationen aus Nmin-Daten und Sickerwasserdaten zu berechnen. Sie implementierten ein Schichtmodell, das mit Lysimetermessungen und mehrfachen Bodenkontrollen validiert wurde, und schlussfolgerten über den Bodenwassergehalt, die Nmin-Messungen und den sickerwasserrelevanten Niederschlagsanteil auf die Nitratauswaschung.

Die Korrelation zwischen N-Schlagbilanzen und Nmin-Herbstwert untersuchte explizit nur KETELSEN (2001), und wies darauf hin, dass auf Jahresebene keine Korrelation existiert. Er sieht im Kernziel der N-Bilanzierung nicht den N-Überschuss als Ausgangsgröße einer realitätsnahen Schätzung gemessener Nitratgehalte im Sicker- und Grundwasser, weil der Prozess der N-Umsetzungen und gasförmigen N-Verluste im Oberboden und in der ungesättigten Zone zu komplex und von zu vielen Faktoren gesteuert wird. Die Bilanzierung ist für derartige Aussagen als methodisches Instrument nicht konzipiert, lässt sich jedoch im Grundwasserschutz als Erfolgskriterium vorerst heranziehen.

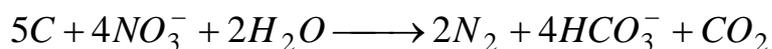
Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich bei ausreichender Sickerwassermenge und hinreichend großer Datenmenge ein Zusammenhang zwischen Nmin-

Werten und Nitratgehalten im Sickerwasser herstellen lässt, N-Bilanzen hingegen weniger für derartige Berechnungen geeignet sind.

2.3.5 Denitrifikation

Als Denitrifikation wird die Reduktion von Nitrat zu gasförmigem Stickstoff durch denitrifizierende Bakterien bezeichnet. Die Bakterien benötigen Energie, um ihren Stoffwechsel aufrecht zu erhalten. Die Energie wird aus Redoxvorgängen gewonnen, in denen Elektronen über eine Enzymkette übertragen und zellintern zur Bildung energiereicher Stoffe verwendet werden (RÖDELSPERGER ET AL., 1992).

In Abhängigkeit der Mikroorganismen und des Nahrungsangebots werden verschiedene Stoffe oxidiert. Die fakultativ anaeroben Bakterien oxidieren organische Substanz und reduzieren Nitrat zu gasförmigem Stickstoff. Die als organotrophe Denitrifikanten bezeichneten Bakterien führen die Denitrifikation nur aus, wenn nicht genügend Sauerstoff vorhanden ist, da die Energieausbeute geringer ist als bei der aeroben Atmung. Der Vorgang erfolgt nach der allgemeinen Formel:



Durch die Reaktion entstehen unterschiedliche Anteile Hydrogencarbonat und Kohlensäure, die in aquatischen Systemen durch das Gleichgewichtssystem der Kohlensäure abgepuffert werden.

Generell fördernde Bedingungen für die Denitrifikation sind Sauerstoffmangel und hohe Nitratkonzentrationen bei gleichzeitiger Verfügbarkeit leicht mineralisierbarer C-Verbindungen. Die Einarbeitung leicht mineralisierbarer Ernterückstände kann beispielsweise auch in gut durchlüfteten Böden zur Ausbildung kleinräumiger anaerober „hot spots“ und damit zur Denitrifikation führen (STENGER, 1996). Versuche auf Feldebene belegen, dass die Denitrifikationsrate im Bearbeitungshorizont des Bodens abhängig ist von verschiedenen Parametern wie der Bodenfeuchte und dem Gehalt an organischen Kohlenstoffverbindungen (LEIDIG, 1997). Bei Angaben über den Bodenfeuchtegehalt und die Art der Düngung können die Denitrifikationsverluste in einer ersten Schätzung angegeben werden.

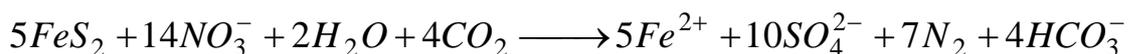
Dieser Prozess findet meist nur im Oberboden statt, da in der ungesättigten Zone keine leicht mineralisierbaren C-Verbindungen vorhanden sind. BECKER (1999b) untersuchte die Tiefenverteilung von Kohlenstoff in der Dränzone tiefgründiger Lössböden und konnte konstante Werte über den gesamten Bereich zeigen. Daraus schloss

er, dass Kohlenstoff nicht mikrobiell verwertbar ist. Auch die Nitratkonzentration in der Dränzone zeigte keinen deutlichen Trend zu einer Änderung mit zunehmender Bodentiefe.

Mit Denitrifikationsvorgängen in der ungesättigten Zone von Lössböden beschäftigten sich ebenfalls SCHULTE-KELLINGHAUS (1988), HEYDER (1992) und VOSS & ZEPP (1998), die alle keine Abbauvorgänge nachweisen konnten. Nur FUNK ET AL. (1996) ermittelten unterhalb 1 m Bodentiefe in tiefgründigen Lössböden hohe Abbauraten. Als Quelle für mikrobiell oxidierbare Substanzen wurden erhöhte organische Kohlenstoffgehalte vermutet, die im Bereich der interstadialen Bodenbildung nachgewiesen wurden.

Auch innerhalb der gesättigten Zone von Auebereichen sind sauerstoffarme, humusreiche Bedingungen zu finden, unter denen regelmäßig hohe Denitrifikationsraten nachgewiesen werden können (SOMMER ET AL., 2000). Bei tief eingeschnittenen Gewässern und tiefem Wasserstand hingegen wird Kohlenstoff zum kontrollierenden Faktor, dort tritt Denitrifikation natürlicherweise nicht auf (DUFF ET AL., 2007).

Entsprechend der Lebensbedingungen kann Denitrifikation auch im Grundwasserkörper stattfinden. Es müssen dann sogenannte „reduzierende“ Bedingungen herrschen. Dazu zählen geringe Sauerstoffgehalte, erhöhte Eisengehalte sowie in der Folge geringe Nitratkonzentrationen. Als Wasserstoffdonator kann eine anorganische Substanz dienen. Dies können z.B. Schwefelverbindungen im Gestein wie Pyrit oder Mangan sein. Die autotroph-chemolithotrophen Denitrifikanten oxidieren Pyritschwefel zu Sulfat und reduzieren wiederum Nitrat bis zu molekularem Stickstoff:



Die Denitrifikation im Grundwasserleiter findet nur bei entsprechend eisenhaltigem Gestein statt und lässt sich neben den reduzierenden Bedingungen an hohen Sulfatkonzentrationen erkennen.

2.4 Modellierung

Zur Abschätzung von Stickstoffeinträgen in Gewässer gibt es die unterschiedlichsten Modelle und Verfahren, die nach ROBRECHT ET AL. (2007) klassifiziert werden können in:

- physikalisch-basierte Modelle,
- konzeptionelle Modelle und

- empirische Modelle.

Die Modelle unterscheiden sich in ihrer räumlichen und zeitlichen Auflösung. Physikalisch-basierte Modelle ziehen zur Nachbildung der Prozesse mathematische Ansätze heran und sind auf andere Natur- und Zeiträume übertragbar. Sie bedürfen einer großen Anzahl von Parametern um ein kleines Einzugsgebiet zeitlich hoch aufgelöst z.B. in Tagesschritten zu modellieren. Im Weiherbachprojekt (PLATE, 1996) wurde ein deterministisches Prognosemodell für die Gewässerbelastung entwickelt, das den Wasser- und Stofftransport sowie die Stofftransformation hoch aufgelöst beschreibt. Für den gesamten Oberrheingraben wurde das Modell MONIT zur Darstellung der Grundwasserbelastung durch Nitrat aufgestellt (LFU, 2005c). In einzelnen Teilprojekten wurde u.a. ein deterministisches Nitratverlagerungsmodell eingesetzt und für das Untersuchungsgebiet kalibriert, mit dem die Nitratreinträge aus der Fläche ermittelt wurden. Beiden Modellen liegt ein hoher Parameterbedarf zugrunde, der in der Regel nicht für andere Gebiete zur Verfügung steht.

Konzeptionelle Modelle besitzen sowohl physikalisch-basierte als auch empirische Ansätze. Es werden einfache Gleichungen eingesetzt bzw. Parameter nach den Standortbedingungen abgeleitet. Dadurch ist eine Übertragung auch auf mittlere oder große Einzugsgebiet möglich, jedoch mit Einschränkungen in der räumlichen und zeitlichen Diskretisierung. Die Abschätzung der Stickstoffeinträge erfolgt auf jährlicher Basis. Zu nennen wäre hier das Modell MONERIS (BEHRENDT ET AL., 1999), das die Stickstofffrachten in Fließgewässer aus Flusseinzugsgebieten abschätzt. Die Stickstoffeinträge über das Grundwasser werden aus den Stickstoffüberschüssen der landwirtschaftlichen Fläche und der Sickerwasserhöhe kalkuliert. Die Sickerwasserhöhe wird über die Wasserhaushaltsgleichung berechnet. Abbauprozesse im Boden und Grundwasser sind in Abhängigkeit der Standortbedingungen festgelegt. Alle Eingangsdaten werden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems verschnitten und anhand von Pegeldata kalibriert.

Bei empirischen Modellen werden Wirkungszusammenhänge zwischen Daten untersucht ohne die eigentlichen Prozesse zu berücksichtigen. Es wird lediglich ein Ursache-Wirkungs-Zusammenhang statistisch untersucht. Eine Übertragung auf andere Gebiete ist ausgeschlossen, weil die erhobenen Daten spezifisch für das jeweilige Untersuchungsgebiet sind. SCHLEYER (1993) kartierte die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser durch eine multivariate statistische Auswertung geologischer, geographischer und hydrochemischer Daten. Er konnte mit seinem Ansatz die Wirkungen und Wechselwirkungen der ursächlichen Größen in ihrer Summe erfassen und die Stellen ausweisen, an denen das Grundwasser am verschmutzungsempfindlichsten ist.

Fragestellungen, die sich mit dem Nitrataustrag ins Grundwasser befassen, wenden meistens konzeptionelle Modelle an. Diese sind auf regionaler Ebene mit vertretbarem Datenaufwand einsetzbar und bieten die Möglichkeit einer differenzierten Interpretation der Ergebnisse auf Basis getrennter Ansätze für Wasser- und Stoffflüsse. Es gibt verschiedene Autoren die ähnliche Ansätze zu dem in dieser Arbeit angewendeten verwenden. Sie werden im Einzelnen kurz aufgeführt und diskutiert.

Mit der regionalen Grundwassergefährdung durch Nitrat beschäftigt sich FUEST (2000), indem er räumlich differenzierte Überwachungsdaten und Modellrechnungen verglich. Die Betrachtung der Nitratgehalte im Grundwasser nahm er in einem Untersuchungsgebiet von ca. 2.600 km² Größe anhand von 7.500 Trinkwasserbrunnen in hoher räumlicher Dichte vor. Den gemessenen Nitratgehalten der Brunnen wurden zwei Berechnungsverfahren, in Form der berechneten Nitratgehalte im Sickerwasser und der ermittelten Grundwassergefährdung über ein Indexverfahren, gegenübergestellt. Eine große Korrelation zwischen Monitoring- und Modellergebnissen ergab nur eine Aggregation auf Ebene von Einzugsgebieten. Kleinräumig, auf Ebene der Standorte, beschrieb er die Differenzen zwischen beobachteten und berechneten Nitratgehalten lediglich als räumlich variabel und in der Höhe als „in weiten Teilen nicht mehr als 25 mg/l“. Insgesamt sieht der Autor die Ursachen für die geringe Korrelation zwischen Überwachungsdaten und Modellergebnissen auf kleiner Ebene in der geringen Auflösung der Eingangsdaten wie z.B. Niederschlag oder Agrarstatistik. Andere Eingangsdaten wie Bodendaten, Landnutzungs- und topographische Daten lagen allerdings hoch aufgelöst vor. Insgesamt ist der Ansatz, der erstmalig eine einfache Methodik anwendet die einen derartigen Vergleich räumlich differenziert und hochaufgelöst vornimmt, nicht sehr aussagekräftig. Die Gründe könnten auch in der großen zeitlichen Aggregation der Daten liegen. Die Gegenüberstellung der Daten wurde auf Basis der Mittelwert über den gesamten Untersuchungszeitraum vorgenommen, ohne Berücksichtigung einer zeitlichen Entwicklung oder Verlagerungszeit von der Sickerwasserbildung bis zum Eintritt ins Grundwasser. Möglicherweise liegt es aber auch an den agrarstatistischen Daten mit denen die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet wurde und die für eine stoffliche Betrachtung kleinräumig nicht geeignet sind.

Um konkrete Empfehlungen zur Reduzierung der Nitratbelastungen im Sickerwasser durch die landwirtschaftliche Bodennutzung ging es KÖHLER (2002). An vier auswaschungsgefährdeten Standorten Niedersachsens implementierte er ein numerisches Simulationsmodell zur Berechnung der N-Auswaschungen. Dabei wurde die N-Dynamik im Boden durch eine wiederholte Anpassung der berechneten Stoffkonzentrationen mittels regelmäßig gewonnener N_{min}-Daten vollends berücksichtigt und die Auswaschungsberechnungen optimiert. Für die N_{min}-Datenerhebungen wurde

eine standortspezifische Beprobungsstrategie entwickelt, die eine lückenlose Erfassung des N-Haushaltes mit möglichst wenigen Beprobungsterminen gewährleistet. Insgesamt standen die Ergebnisse in guter Übereinstimmung mit entsprechenden Erkenntnissen zu N-Umsätzen von Sandstandorten in Niedersachsen.

Auch STURM ET AL. (2004) setzten zur Berechnung der Nitratauswaschung eine Kombination erhobener $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinien in einem numerischen Simulationsmodell ein. Als Eingangsgrößen wurden lediglich die Feldkapazität des Bodens, der aktuelle Bodenwassergehalt, ein Ausgangs-Nmin-Profil sowie die sickerungsrelevante Niederschlagsmenge benötigt. Bei der Modellierung konnten innerhalb der Auswaschungsperiode die Änderungen der Nitratstickstoffprofile des Bodens durch niederschlagsbedingte Verlagerungseffekte und gegebenenfalls mit einer mineralisierungsbedingten Nitratfreisetzung oder aber Stickstoffverlusten durch Denitrifikation gut nachvollzogen werden. Auch die Validierung dieser indirekte Methode über direkte Messungen aus Lysimeteruntersuchungen zeigte eine sehr gute Übereinstimmung der modellierten und der gemessenen Werte.

Durch den Einsatz der Nmin-Daten in Kombination mit numerischen Simulationsmodellen lassen sich gute Übereinstimmungen zu gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erzielen. In konzeptionellen Modellen wurden Nmin-Daten bislang nicht eingesetzt.

3 Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

3.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des im Nordwesten von Baden-Württemberg gelegenen Kraichgau und befindet sich etwa 35 km nordöstlich von Karlsruhe. Es handelt sich um das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs und umfasst die Niederungen der Kraichbachquelle unterhalb von Sternenfels bis zum Eintritt des Kraichbachs bei Ubstadt in die Rheinebene.

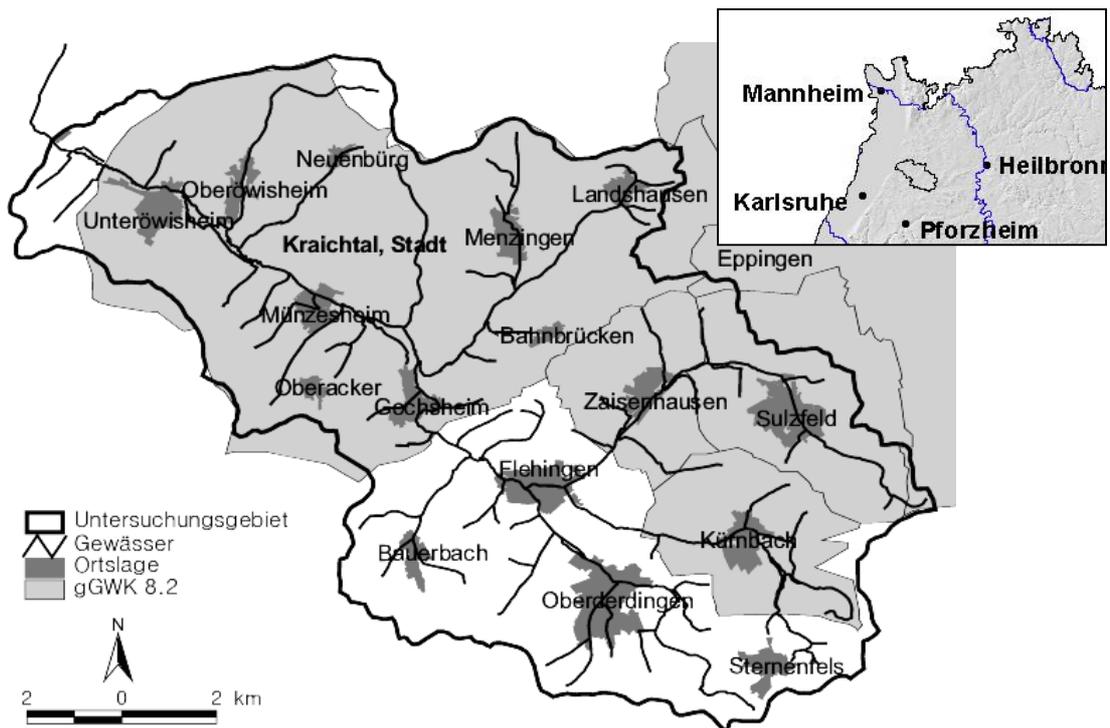


Abbildung 3-1 Das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

Das Einzugsgebiet ist 161 km² groß. Die Abmessung von südöstlicher zu nordwestlicher Richtung beträgt ca. 22 km und von Nordosten nach Südwesten zwischen 9-11 km. Der höchste Punkt des Untersuchungsgebietes liegt mit 405 m westlich von Sternenfels am östlichen Rand, es ist die nordwestliche Flanke des Strombergs. Tiefster Punkt ist der Kraichbach am Pegel Ubstadt mit ca. 115 m.

Das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs stand bereits während des sog. „Kraichbachprojektes“ (FUCHS ET AL., 2004) im Mittelpunkt intensiver Stoffstromanalysen. Die Quantifizierung der Stickstoffemissionen ergab, dass in dem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet 55 % des Stickstoffgesamtaustrags aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche über den Pfad Grundwasser ins Gewässer gelangen.

Weiterhin steht das Gebiet im öffentlichen Interesse, da ein Großteil des Einzugsgebietes nach der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) als gefährdeter Grundwasserkörper (gGWK) ausgewiesen wurde (REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE, 2005, S. 76). Die Ausweisung der gGWK erfolgte aufgrund der hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser und erfordert eine ausführliche Beschreibung zur Klärung des hohen Gefährdungspotentials. Es handelt sich um den gGWK 8.2 „Oberrhein“ (siehe Abbildung 3-1). Der Teilbereich des gGWK 8.2, der sich innerhalb des Einzugsgebietes des oberen Kraichbachs befindet, ist 109 km² groß. Zu ihm zählen die Gemeinden Kraichtal (Zusammenschluss der neun Stadtteile: Gochsheim, Unteröwisheim, Bahnbrücken, Landshausen, Menzingen, Münzesheim, Neuenbürg, Oberacker und Oberöwisheim), Kürnbach, Sulzfeld, Zaisenhausen und Eppingen.

3.1.1 Klima und Landnutzung

Der Kraichgau zeichnet sich aufgrund seiner Beckenlage durch ein besonders mildes Klima aus. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur liegt über 9 °C. Auch im Januar sinkt die Durchschnittstemperatur nur auf ~0 °C, so dass weniger als 10 % der Jahresniederschläge in Form von Schnee fallen. Die Vegetationszeit im Kraichgau beträgt 230-240 Tage (EITEL, 1989, S. 20).

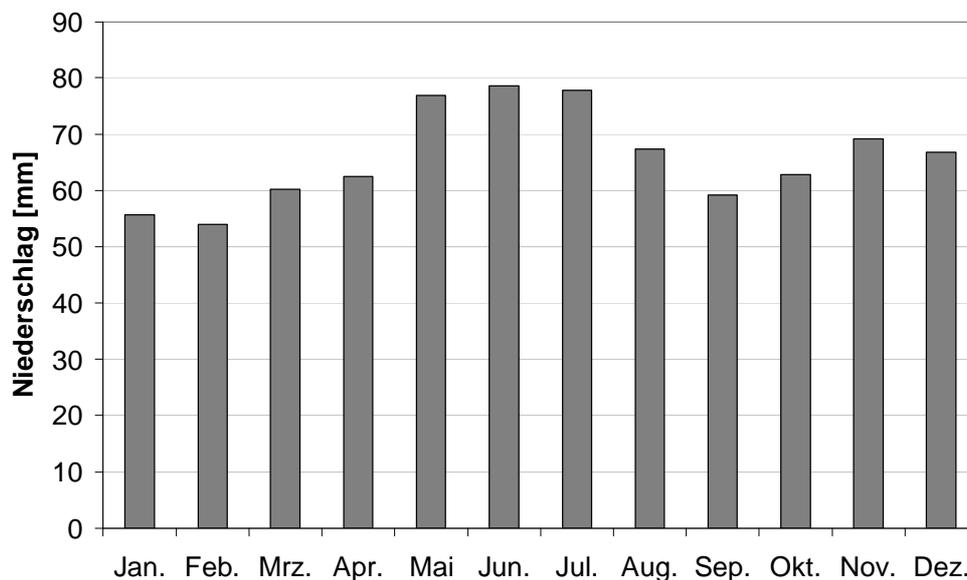


Abbildung 3-2 Langjährige mittlere monatliche Niederschläge 1961 bis 2004

Die langjährige mittlere Niederschlagsmenge pro Jahr für den Zeitraum 1951 bis 2004 liegt nach den Gebietsniederschlägen der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) bei 791 mm, mit einem Maximum

in den Sommermonaten (siehe Abbildung 3-2). Die Hauptwindrichtung ist Südwesten mit Nebenmaxima bei westlichen und nordwestlichen Winden (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 23).

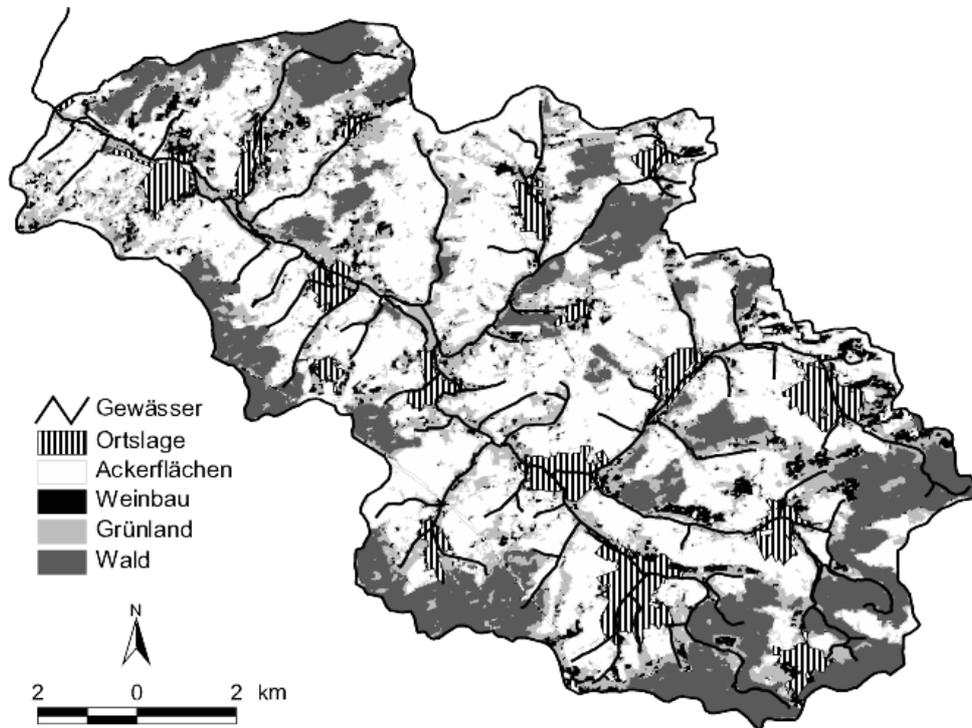


Abbildung 3-3 Landnutzung im Untersuchungsgebiet (Landsat™, 2000)

Als potentielle natürliche Vegetation dominiert auf den Hügeln des zentralen Kraichgaus der Perlgras-Buchenwald, in den feuchten Tälern der Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald und in den nassen Senken, Quellmulden sowie Auenbereichen der Sumpfdotterblumen-Erlenwald (BUTTSCHARDT, 1994, S. 21). Durch die guten Eigenschaften der Böden und des Klimas unterliegt der Kraichgau schon seit der 1. Jahrtausendwende der landwirtschaftlichen Nutzung. Frühe Ansätze der Dreifelderwirtschaft breiteten sich im Mittelalter aus und wurden bis ins 19. Jahrhundert wesentlich verbessert bzw. intensiviert. Mit zunehmendem Produktionsdruck wurde auf einstigen Bracheparzellen zusätzlicher Fruchtanbau betrieben. Der damit einhergehende Verlust an Weidemöglichkeit für das Vieh wurde durch das Anlegen von Wiesen und Weiden in den Niederungen ausgeglichen (GLASER, 1995a, S. 29). In den Talebenen zwischen Gochsheim und Unteröwisheim sowie im Kohlachtal bei Kürnbach sind heute noch breite Wiesenbänder erhalten, die meisten Seitentäler hingegen z.B. der Weierbach wurden in den 1960er Jahren trockengelegt und vollständig in Ackerland umgewandelt (GLASER, 1995b, S. 314). Abbildung 3-3 zeigt die Landnutzung im Untersuchungsgebiet, die mittels eines klassifizierten Satellitenbildes (Landsat™-Bild) ausgewertet wurde.

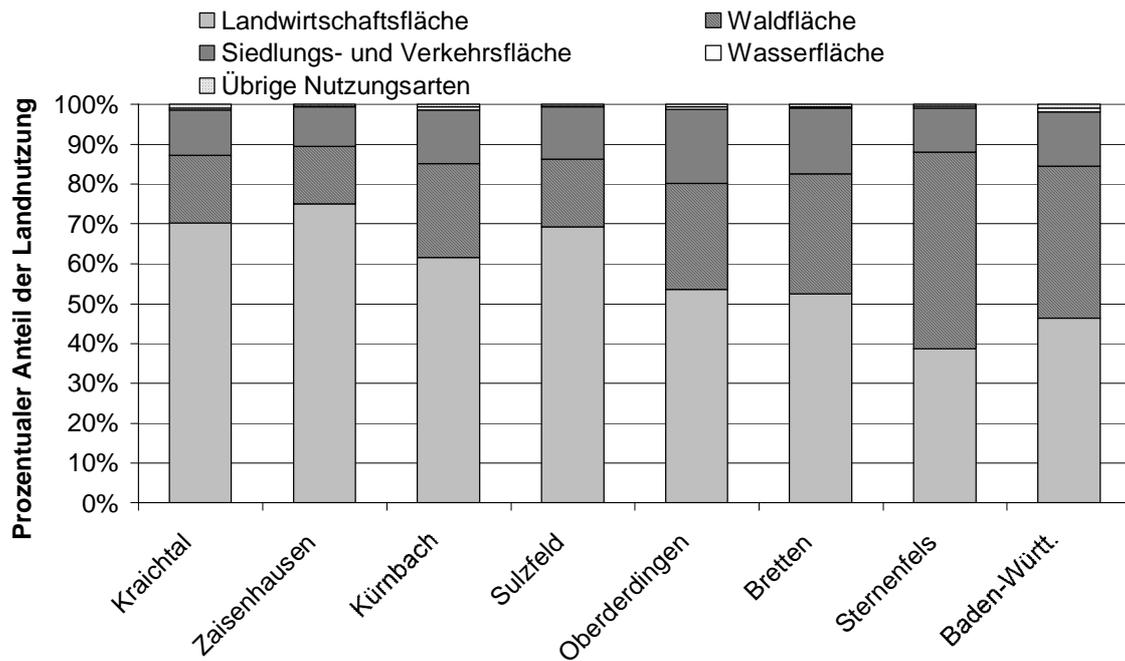


Abbildung 3-4 Prozentuale Verteilung der Landnutzung 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg

Die Lössböden eignen sich besonders zur landwirtschaftlichen Nutzung. Das wird am Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes deutlich. Abbildung 3-4 zeigt die prozentuale Verteilung der tatsächlichen Landnutzung im Jahr 2005 in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes und im Vergleich in gesamt Baden-Württemberg (SLA, 2005).

Auf den Lössböden in Kraichtal, Zaisenhausen, Kürnbach und Sulzfeld liegt der Anteil der Landwirtschaftsfläche an der Gesamtfläche zwischen 61-75 % und damit deutlich über dem Landesdurchschnitt von 46 %. Der südöstliche Teil von Oberderdingen zählt bereits zum Strombergvorland. Dort ist auf dem Schilfsandstein und den Bunten Mergelschichten überwiegend Wald anzutreffen, der Anteil der Landwirtschaftsfläche reduziert sich dadurch auf 53 %. Sternenfels liegt bereits ganz im Strombergvorland und weist aufgrund seines höheren Waldanteils von 49 % eine geringere Landwirtschaftsfläche von nur 39 % auf (SLA, 2005).

Zu den Hauptnutzungsarten auf der landwirtschaftlichen Fläche zählt in den Gemeinden Kraichtal, Zaisenhausen und Sulzfeld zu über 80 % das Ackerland (siehe Abbildung 3-5). In Kürnbach und Oberderdingen liegt der Anteil des Ackerlandes bei ca. 70 %, der Grünlandanteil ist hier mit ca. 20 % höher. In Sternenfels ist der Ackerlandanteil im Untersuchungsgebiet mit 52 % am geringsten und der Grünlandanteil mit 33 % am höchsten (SLA, 2005). Rebland spielt in den Gemeinden Kürnbach, Sulzfeld, Oberderdingen und Sternenfels mit Anteilen zwischen 6-14 % eine Rolle.

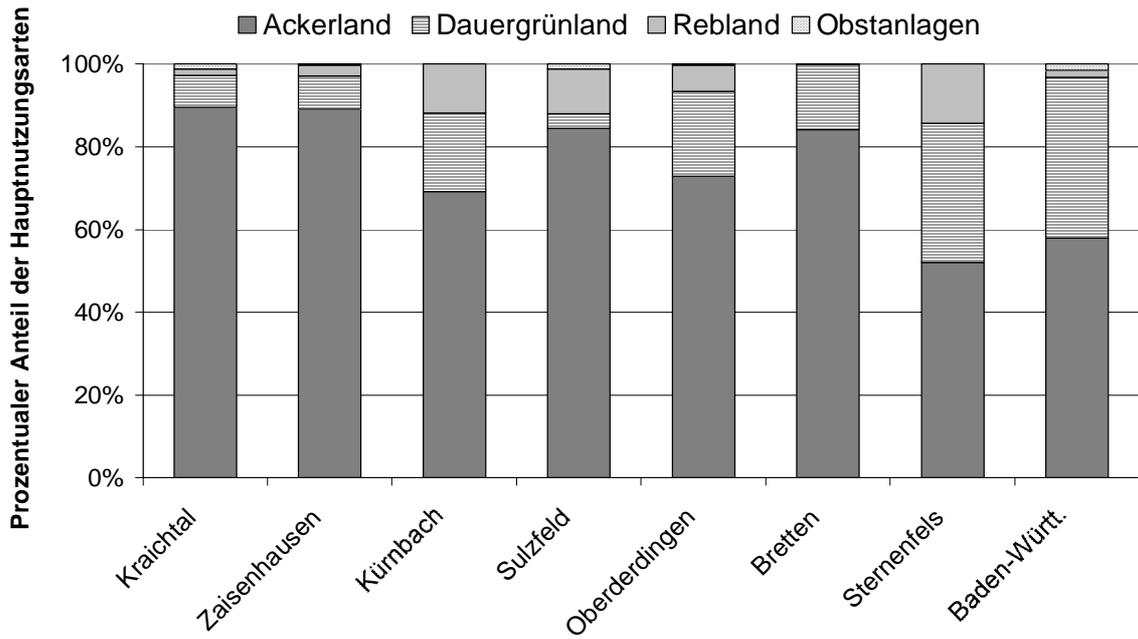


Abbildung 3-5 Prozentuale Verteilung der Hauptnutzungsarten 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg

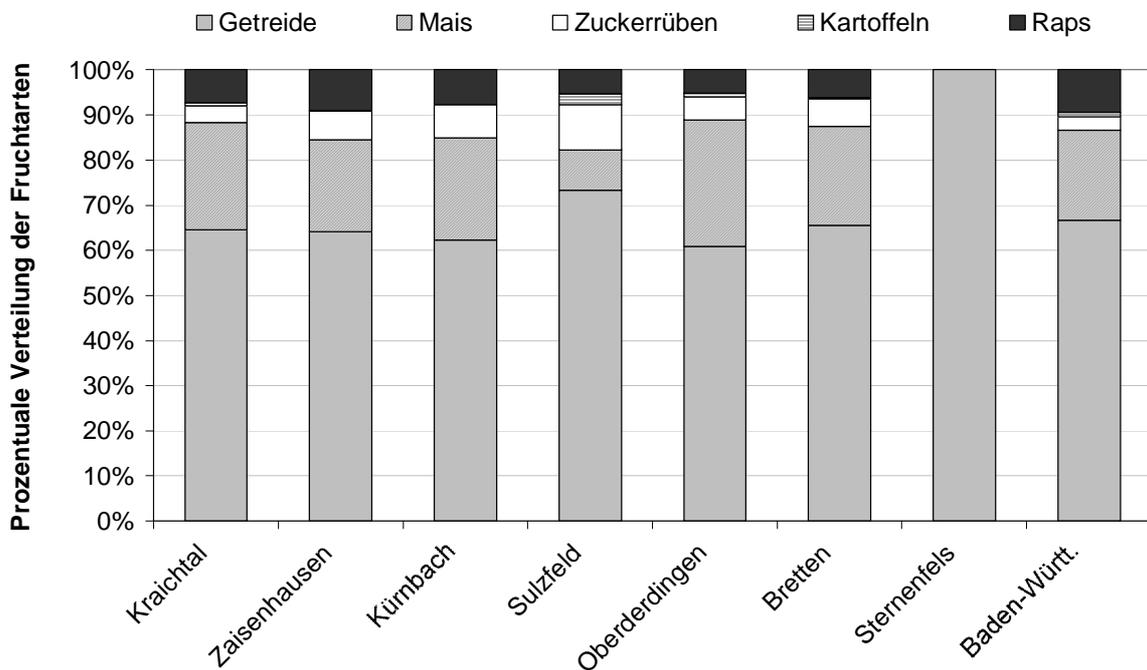


Abbildung 3-6 Prozentuale Verteilung der Fruchtarten im Jahr 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg

Bei den Fruchtarten bewegt sich der Anbau für Getreide auf den Anbauflächen der Gemeinden zwischen 50-75 % der Ackerfläche (Abbildung 3-6). Die dominierende

Getreideart ist der Winterweizen, daneben haben Sommergerste und Körnermais einen bedeutsamen Anbauumfang. Schon seit den 1950er Jahren ist der Winterweizen die Hauptgetreideart im zentralen Kraichgau und wurde damals in der Fruchtfolge Winterweizen – Sommergerste – Hafer angebaut (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 31).

Auch heute noch nimmt der Winterweizen in der Fruchtfolge mit 27-59 % eine dominierende Stellung ein (SOMMER ET AL., 1999, S. 46). Es folgen Sommergerste (16-28 %) und Mais (9-28 %), überwiegend Körnermais (9-23 %). Alle anderen Getreidearten wurden in den letzten 25 Jahren zugunsten von Mais stark verringert.

Flächenmäßig dominieren Winterweizen, Sommergerste, Mais und Zuckerrüben das Ackerland zu über 80 %. Weitere bedeutsame Fruchtarten sind die Zuckerrübe, die Kartoffel und der Winterraps, dessen Anbau momentan stark zunimmt und als Zwischenfrucht während der Vegetationsruhe zum Einsatz kommt (SLA, 2006). Der Anbau von Zwischenfrüchten belief sich 2006/07 im Landkreis Karlsruhe auf 25 % des Ackerlandes (SLA, 2008).

3.1.2 Geologie und Böden

Der Kraichgau wird im Westen vom Oberrheintal, im Osten vom Neckar, im Norden vom Kleinen Odenwald und im Süden von Heuchelberg und Stromberg begrenzt (GEYER & GEWINNER, 1986, S. 304). Beim Kraichgau handelt es sich um eine sehr alte Beckenlandschaft. Schon lange bevor der Rheingraben entstand, bildete die Kraichgaumulde den Grund eines Randmeeres und stieg als Senkungsgebiet seit dem Jungpaläozoikum (vor 280 Mio. Jahren) langsamer an als Odenwald und Schwarzwald. Das darunter liegende kristalline Grundgebirge entstammt dem Paläozoikum (vor 570 bis 280 Mio. Jahren) und besteht aus Graniten, Gneisen und gefaltetem Schiefergestein.

Seine charakteristische Oberflächengestalt erhält der heutige Kraichgau durch die Sedimentgesteine, die sich danach während des Mesozoikums bis zum Dogger (vor 245 bis 144 Mio. Jahren) ablagerten und von einer Abtragung verschont blieben (METZGER, 1995, S. 10). Die Sedimentgesteine, die dem kristallinen Grundgebirge aus dem Paläozoikum aufliegen, sind Bundsandstein, Muschelkalk und Keuper aus dem Trias (vor 245 bis 195 Mio. Jahren) und Dogger aus dem Jura (vor 195 bis 144 Mio. Jahren) (METZGER, 1993, S. 33) (siehe Abbildung 3-7).

Im Tertiär (vor 65 bis 1,8 Mio. Jahren) begann das Einbrechen des Rheingrabens, in dessen Zuge die Kraichgausenke in Schollen zerlegt wurde (WURSTER, 1963, zit. in METZGER, 1995, S. 10). Der sinkende Boden des Grabens wurde mit mächtigen terti-

ären und quartären Sedimenten aufgefüllt und erst im Pleistozän (vor ca. 160.000 Jahren) floss der Rhein in das Senkungsfeld hinein. Während der Kaltzeiten wurde durch die Winde unablässig Feinmaterial aus der Rheinebene herangetragen. Die südwestlichen Winde lagerten den sog. Löss im benachbarten Kraichgau ab (METZGER, 1995, S. 10). Die Lössdecke, die in dieser Zeit entstand, erreicht im Westen eine Mächtigkeit von bis zu 20 m, nach Osten hin dünnt sie immer mehr aus (HUSMANN, 1996, S. 15; GEYER & GEWINNER, 1986, S. 305).

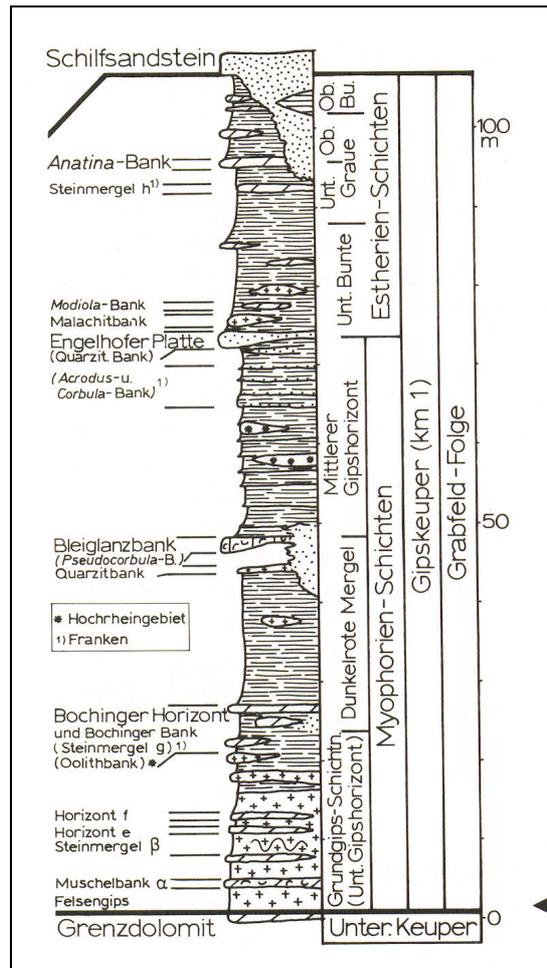


Abbildung 3-7 Stratigraphische Übersicht für den Gipskeuper in Südwestdeutschland (GEYER & GEWINNER, 1986)

Das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs umfasst den zentralen Bereich des Kraichgaus sowie einen Teil der südöstlich angrenzenden Keuperlandschaft von Strom- und Heuchelberg. Der Untergrund des Untersuchungsgebietes wird überwiegend vom Mittleren Keuper oder Gipskeuper geprägt (Abbildung 3-8). Nur im Mittellauf (bei Gochsheim) hat sich der Kraichbach bis in den Oberen Muschelkalk eingeschnitten, so dass an den Talflanken auch der Untere Keuper zum Vorschein kommt. Im Südosten beginnt das Strombergvorland als zertaltes Schilfsandsteinplatte, über

der Bunte Mergelschichten bis zum Stromberg ansteigen. In den Tälern ist Gipskeuper angeschnitten (BUTTSCHARDT, 1994, S. 20).

Der durch den Wind transportierte Löss lagerte sich als Schicht verstärkt im Windschatten der Hügel ab und trug zu einer Verflachung der nordöstlich ausgerichteten Hänge bei (siehe Kapitel 3.1.3). Als äolisch verfrachteter Gesteinsstaub weist Löss eine Korngröße von $< 0,05$ mm auf. Die Sinkgeschwindigkeit für diese Korngrößen ist in der Luft praktisch gleich groß, dadurch konnte der Wind den Staub gleichmäßig über weite Flächen verteilen. Eine Abweichung der Korngrößenverteilung ist am westlichen Rand des Kraichgaus festzustellen. An den Talmündungen zur Rheinebene sowie auf Höhen mehrere Kilometer von der Rheinebene entfernt, ist der sog. Sandlöss mit Korngrößen $> 0,05$ mm stärker vertreten. Erst nach Osten anschließend folgt der reine Löss (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 13). An den steileren östlichen Talflanken bzw. Südwesthängen, an denen sich weniger Löss ablagerte, tritt überwiegend der geologische Untergrund zu Tage.

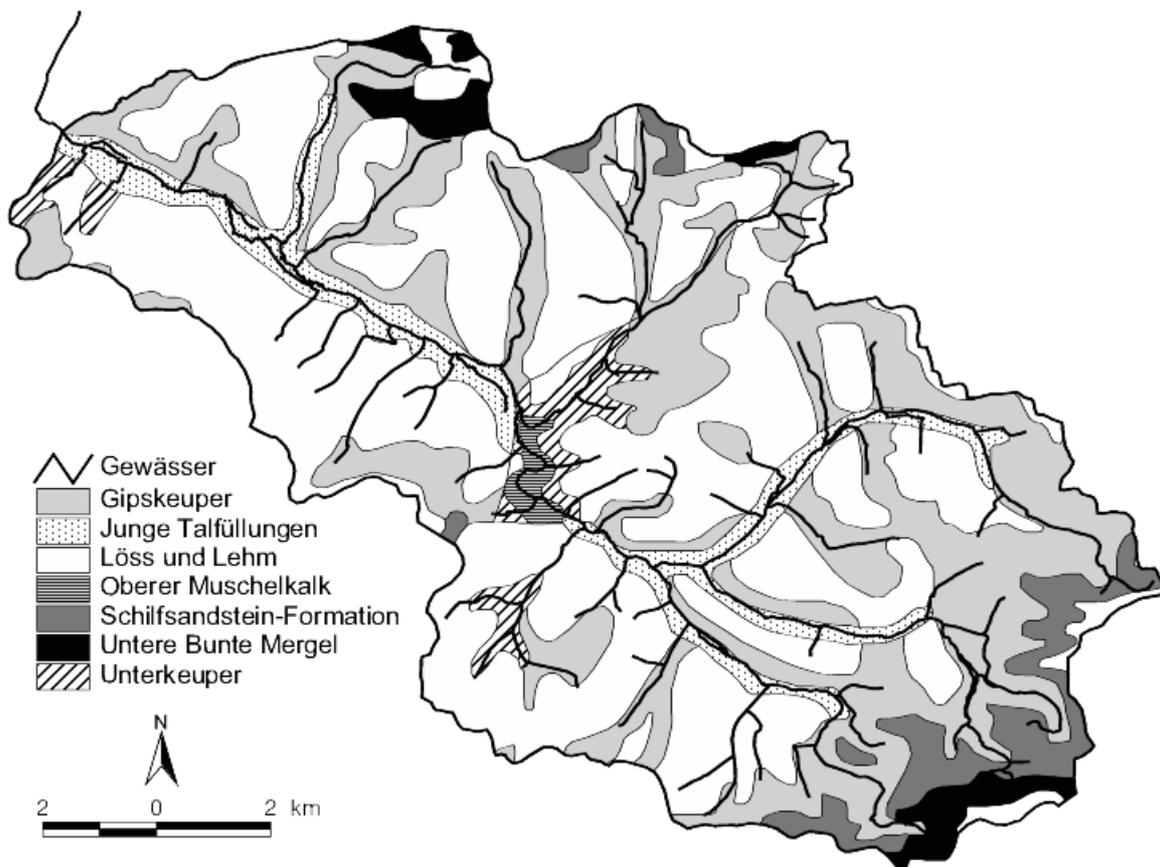


Abbildung 3-8 Geologische Einheiten im Einzugsgebiet des Kraichbachs (LGRB, 1998, Geowissenschaftliche Übersichtskarte)

Die Höhenrücken des Kraichgaus zeichnen sie sich durch eine vergleichsweise einheitliche Höhe von 230-255 m ü.NN aus. Insgesamt ist dieses flach hügelige Gebiet

nur durch geringe Höhenunterschiede von ungefähr 100 m gekennzeichnet. Mehrere lokale Wasserscheiden bewirken, dass der Kraichgau nach Osten durch die Lein, nach Norden durch die Elsenz und nach Westen durch den Kraichbach entwässert wird (GEYER & GEWINNER, 1986, S. 304). Im südlichen Kraichgau verlaufen die Hauptbäche, zu denen auch der Kraichbach zählt parallel zueinander in nordwestlicher Richtung (EITEL, 1989, S. 136).

Besonders charakteristisch für den Kraichgau ist die Asymmetrie der von Norden mündenden Nebentäler wie z.B. der Weiherbach. Die Westseiten der Täler zeichnen sich durch lange, flach ansteigende konkave Flanken aus, die durch eine mächtige Lössschicht bedeckt sind (vgl. Abbildung 3-8). Die Ostseiten hingegen sind sehr viel steiler und weisen nur eine sehr gering mächtige Lössbedeckung auf, so dass an den Westhängen teilweise die Schichten des Keuper zu Tage treten (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 19).

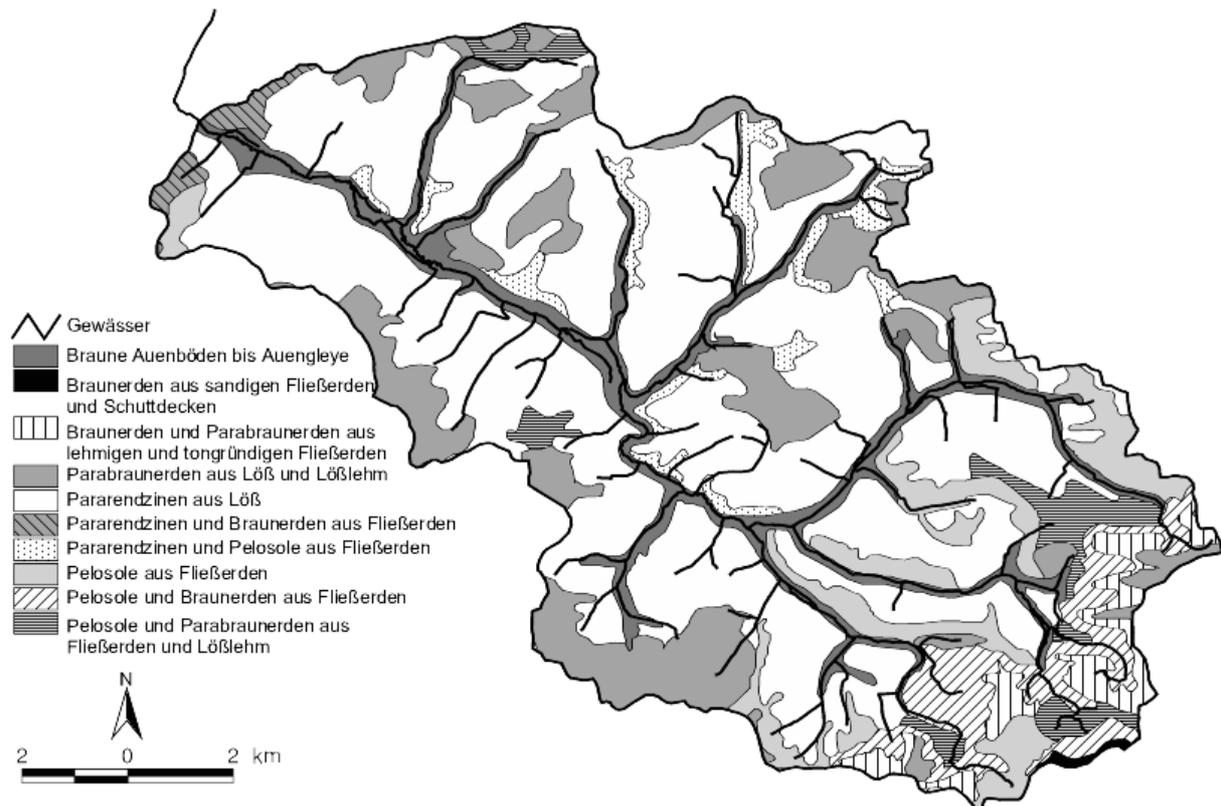


Abbildung 3-9 Bodenkundliche Einheiten im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (LGRB, 1992, Bodenübersichtskarte)

Die Böden des Kraichgaus sind stark geprägt durch die Lössauflage sowie die seit frühester Zeit durchgeführte ackerbauliche Bewirtschaftung. Durch die vorwiegend mechanische Verwitterung waren die Lössstäube zur Zeit ihrer Ablagerung besonders silikat- und carbonatreich. Löss ist ungeschichtet und besitzt ein stark ausge-

prägtes Kapillargefüge, das eine besonders hohe Wasserspeicherkapazität zur Folge hat. Unter dem Einfluss des humiden Klimas und der Vegetation verwittert der Löss und geht in Lösslehm über. Dieser Verlehmungsprozess geht einher mit dem Verlust des Kalkgehaltes und der Zersetzung von Mineralien. Dabei entsteht Limonit, das den kräftigen gelbbraunen Farbton hervorruft. Durch die Verwitterung der Feldspate kommt es zur Bildung von Tonmineralien, die die ursprünglichen Hohlräume immer mehr ausfüllen. Der Boden wird dichter und schwerer (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 15).

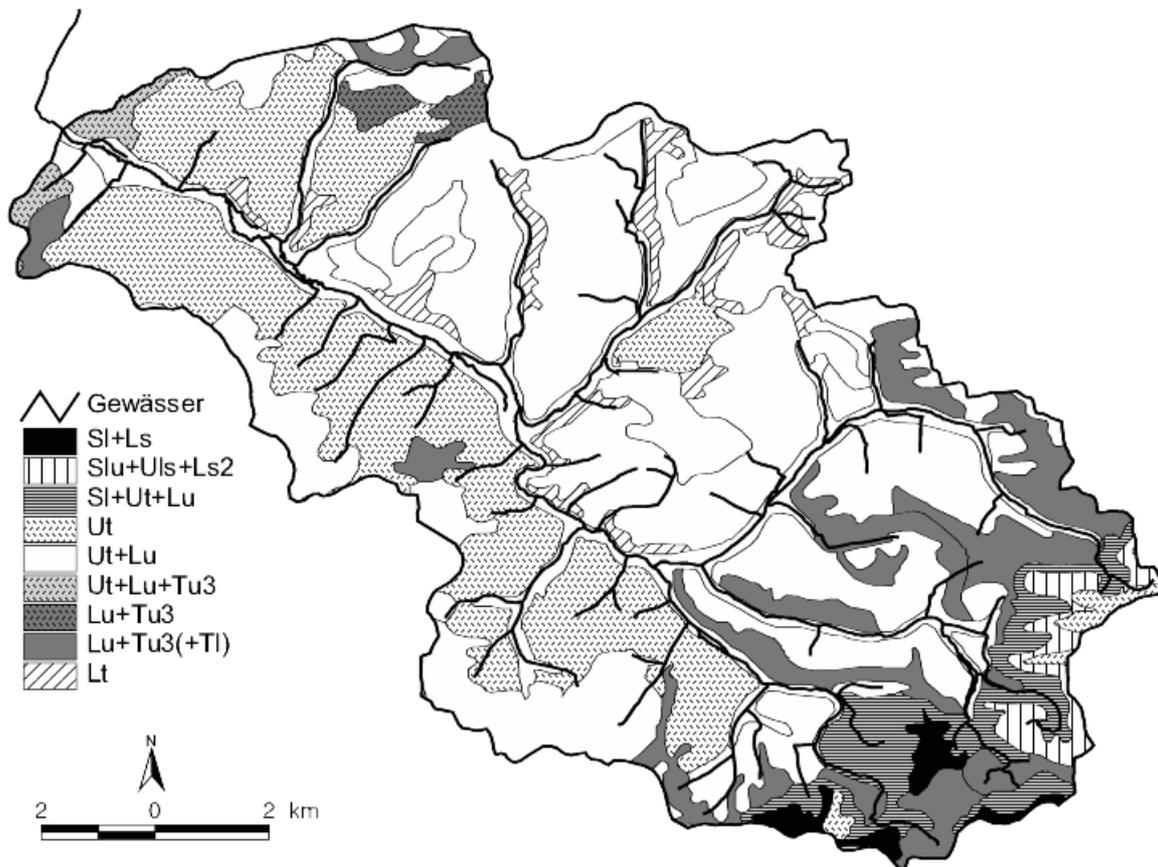


Abbildung 3-10 Bodenarten des Feinbodens im Oberboden des Untersuchungsgebietes (LGRB, 1992, Bodenübersichtskarte)

Der ursprüngliche Bodentyp im Kraichgau ist die Parabraunerde. Im Untersuchungsgebiet befinden sich hauptsächlich Pararendzinen und Parabraunerden (Abbildung 3-9). Die Parabraunerde bedeckt Kuppen und Oberhänge und hat sich dort unter Bewaldung aus Pararendzinen entwickelt. Auf den übrigen Flächen, insbesondere in Hanglagen, können Pararendzinen als Klimaxstadium angenommen werden, da durch Erosion ständig carbonathaltiges Ausgangsmaterial freigelegt und abgeschwemmt wird und es zu keiner Verlagerung von Ton kommt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998, S. 423). Durch die Bodenbearbeitung wurde das Lössgefüge gelockert und die Lösspartikel konnten zusammen mit Humuspartikeln leichter abgetragen werden und lagerten sich in den Tälern als Schwemmlöss wieder ab.

Diese sind meist kalk- und nährstoffreich. Die ursprüngliche Krümelstruktur des Lössgefüges ist aber zerstört und so ähnelt der Schwemmlöss dem Lösslehm (SCHOTTMÜLLER, 1961, S. 16). In den Bachauen mit breiten Sohlältern sind Auengley, Braune Auenböden aus vorherrschend tonigem Schluff sowie schluffigem Lehm, verbreitet.

Die Verteilung der Bodenarten des Oberbodens im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 3-10 dargestellt, Tabelle 3-1 führt die flächenmäßigen Anteile auf. Löss (toniger Schluff) bedeckt 77 % des Untersuchungsgebietes. Deutlich zu erkennen sind die steileren Ostflanken in der Mitte des Untersuchungsgebietes, an denen der Löss weniger angelagert und aufgrund der Hangneigung stärker abgetragen wurde, tritt der Gipskeuper zu Tage und toniger Lehm herrscht vor. Im Südosten kommt der Keuper stärker zum Vorschein. Keuper besteht aus Tongesteinen und entsprechend nehmen bei den Bodenarten die tonigen Anteile zu. Der Anstieg der Schilfsandsteinplatte im äußersten Südosten sowie die Ablagerung von Sandlöss an den Höhen zeigen sich an den Sandanteilen im Oberboden.

Tabelle 3-1 Flächenanteil der Bodenarten des Feinbodens im Oberboden des Untersuchungsgebietes

Bodenart Oberboden		Anteil Fläche [%]	NFK [mm]	FK [mm]
Kürzel	Bezeichnung			
Sl+Ls	lehmiger Sand, sandiger Lehm	1,1	112	251
Sl+Ut+Lu	lehmiger Sand, toniger Schluff, schluffiger Lehm	4,8	132	279
Slu+Uls+Ls2	lehmig-toniger Sand, lehmig-sandiger Schluff, schwach sandiger Lehm	1,7	100	260
Lu+Tu3	schluffiger Lehm, stark schluffiger Ton	0,9	159	343
Lu+Tu3(+Tl)	schluffiger Lehm, stark schluffiger Ton, lehmiger Ton	11,1	151	328
Lt	toniger Lehm	3,3	163	312
Ut	Toniger Schluff (Löss)	24,0	183	335
Ut+Lu	Toniger Schluff (Löss), schluffiger Lehm	52,2	180	337
Ut+Lu+Tu3	Toniger Schluff (Löss), schluffiger Lehm, stark schluffiger Ton	0,9	100	260

Die Korngrößenverteilung der Bodenarten bestimmen den Wasserhaushalt bzw. die Wasserspeicherkapazität der Böden. In Tabelle 3-1 ebenfalls aufgeführt ist die jeweiligen durchschnittliche nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität. Die nutzbare Feldkapazität der Böden im Untersuchungsgebiet ist nach Klassifizierung der Bodenarten von Baden-Württemberg (GLA, 1993) im Untersuchungsgebiet überwiegend als „hoch“ einzustufen bei „mittleren“ Feldkapazitäten. Weiterhin wird die Wasserleitfähigkeit der Böden im Untersuchungsgebiet als „mittel“ bis „hoch“ klassifiziert.

3.1.3 Gewässer

Der Kraichbach entspringt in 290 m Höhe am westlichen Rande des Strombergs bei Sternenfels und erreicht nach 25 km bei Ubstadt die Rheinebene (BUTTSCHARDT, 1994, S. 22). Seine Zuflüsse kommen vor allem von Norden her (siehe Abbildung 3-11).

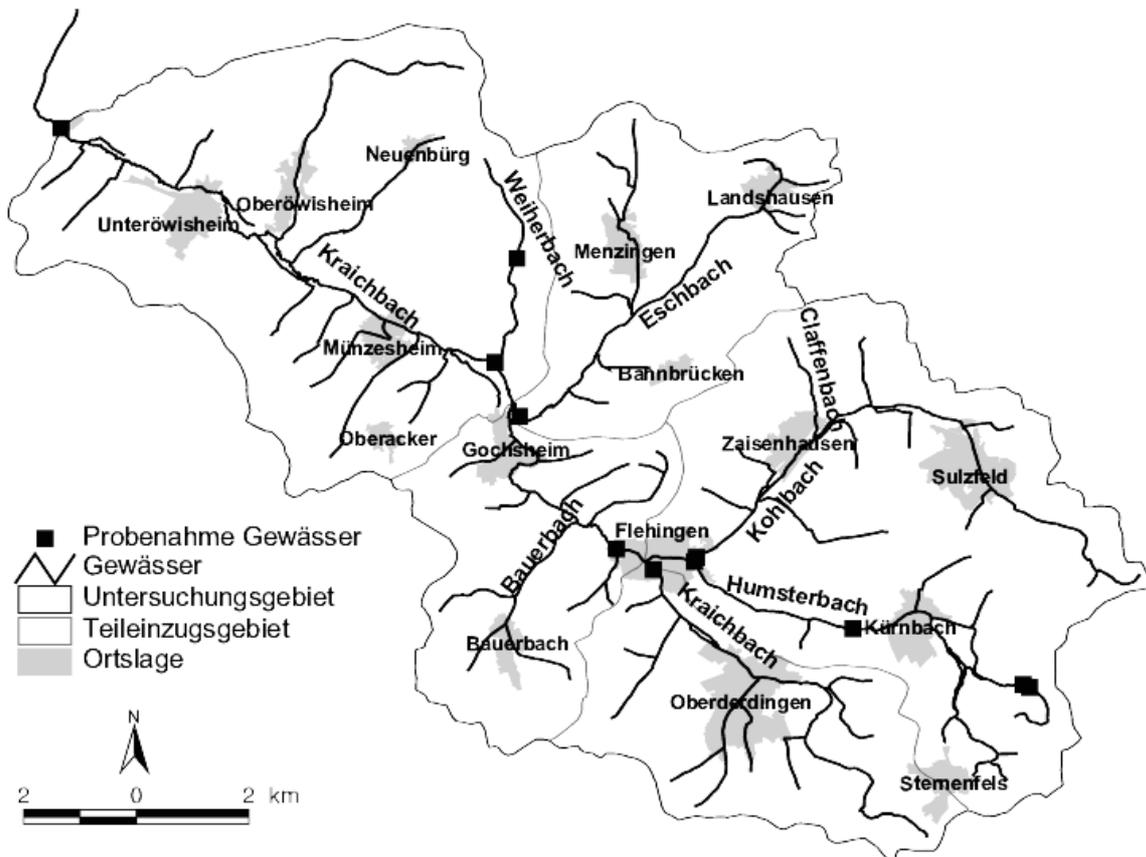


Abbildung 3-11 Gewässer und Probenahmestellen der Gewässer des oberen Kraichbachs

Der obere Kraichbach zieht zunächst durch Keupergebiet nach Nordwesten, vereinigt sich mit mehreren Zuflüssen und gewinnt ab Flehingen einen nennenswerten Wasserfluss. Er wird von zahlreichen Karst- und Schichtquellen aus den Seitentälern ver-

stärkt. Unterhalb von Flehingen verengt sich die Kraichbachaue sehr stark und schneidet bei Gochsheim in einem schmalen, stark gebogenen Tal durch ein örtliches Muschelkalk-Vorkommen. Gleich unterhalb von Gochsheim beginnt wieder Keupergebiet. Die Bachaue verbreitert sich in bis zu 1 km breite, flache Auelehmebenen. Zwischen Ober- und Unteröwisheim ist der Kraichbach bis zu 3 m tief in den Löss eingeschnitten. Zwischen Unteröwisheim und Ubstadt mäandriert der Kraichbach mit geringem Gefälle, bevor er schließlich bei Ubstadt in die Rheinebene eintritt und nach 58 km bei Ketsch in den Rhein mündet (HASSLER, M., 1995, S. 215).

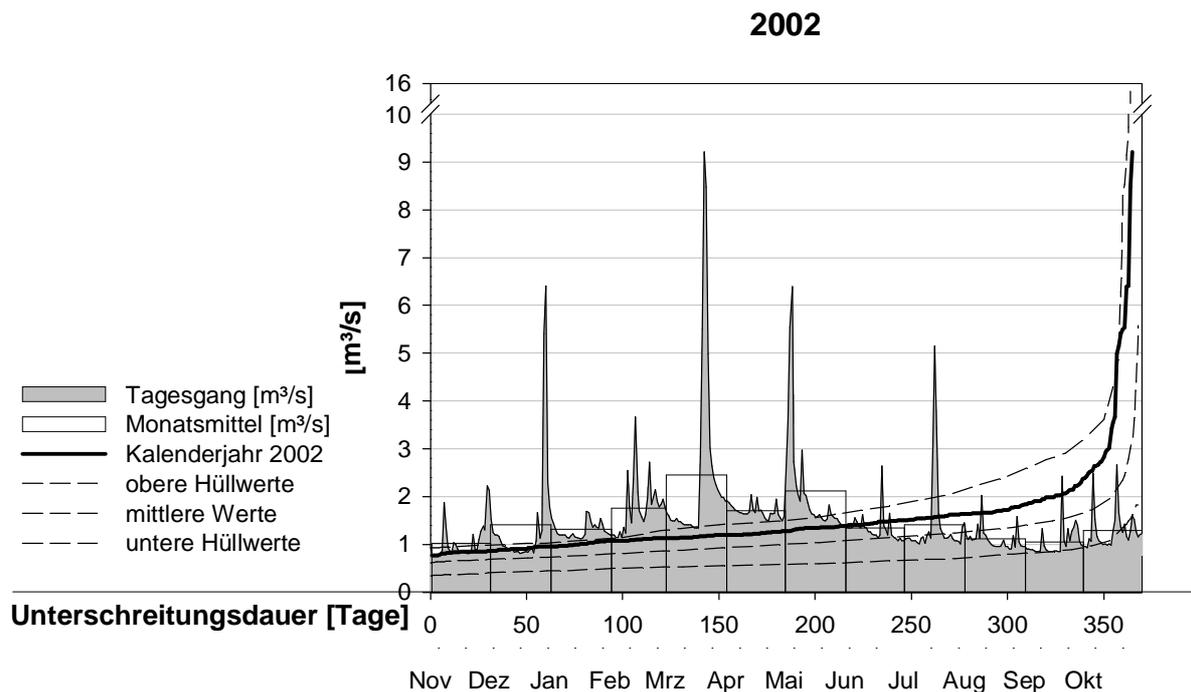


Abbildung 3-12 Tages- und Monatsmittel und Dauerlinie der Abflüsse des Kraichbachs am Pegel Ubstadt sowie Dauerlinie des Jahres 2002 und langjährige Dauerlinien

Die gewässerkundlichen Hauptwerte am Pegel Ubstadt stellen sich wie folgt dar: Der Mittelwasserabfluss (MQ 1976 bis 2002; LfU, 2003) liegt bei $1,13 \text{ m}^3/\text{s}$, mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) bei $0,62 \text{ m}^3/\text{s}$ und der mittlere Hochwasserabfluss (MHQ) bei $8,42 \text{ m}^3/\text{s}$. Durch die etwas höheren Winterniederschläge und vor allem durch die geringere Evapotranspiration in den Wintermonaten kommt es zur erhöhten Grundwasserneubildung ($\text{MQ}_{\text{Winter}} = 1,29 \text{ m}^3/\text{s}$), wodurch der Wasserspeicher im Boden aufgefüllt wird. Der daraus resultierende erhöhte Grundwasserzufluss nimmt dann mit zunehmender Vegetation langsam wieder ab und der mittlere Pegel sinkt ($\text{MQ}_{\text{Sommer}} = 1,01 \text{ m}^3/\text{s}$). In Abbildung 3-12 sind die Jahresabflüsse 2002 sowie die langjährigen Dauerlinien gegenüber der Unterschreitungsdauer dargestellt. Die Monatsmittel des Abflusses lassen deutlich das Maximum im Sommer und die Mini-

mumwerte im Winter erkennen. Im langjährigen Bereich zeigt sich ein insgesamt konstanter Abfluss, die mittleren Abflusswerte überschreiten nur an wenigen Tagen (ca. 7 Tage) den 2-fachen Mittelwasserabfluss bzw. den 5-fachen Mittelwasserabfluss auf der oberen Hüllkurve. Der konstante Abfluss ist auf einen gleichmäßigen Grundwasserzustrom ins Gewässer zurückzuführen, an den Hochwasserereignissen hingegen dominiert der Oberflächenabfluss überdurchschnittlich.

3.1.4 Hydrogeologie

Wie bereits in Kapitel 3.1.2 erläutert, gliedert sich das Untersuchungsgebiet geologisch grob in mesozoisches Festgestein, dem unterschiedlich mächtige quartäre Deckschichten aufliegen. Dieser Aufteilung entsprechend, existieren im Untersuchungsgebiet zwei weitgehend unabhängige Grundwasserfließsysteme (HUSMANN, 1996, S. 18).

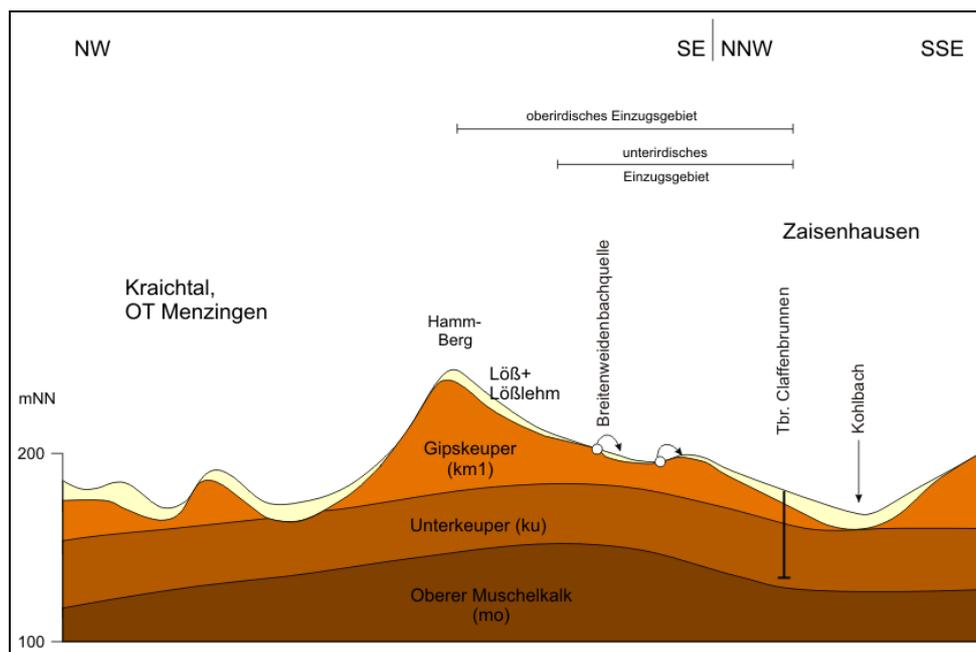


Abbildung 3-13 Geologischer Schnitt durch das Einzugsgebiet (verändert aus: LGRB, 2002)

Im Festgestein existieren vier Grundwasserleiter. Als Hauptgrundwasserleiter im zentralen Kraichgau zählt der Grundwasserleiter im Oberen Muschelkalk, der im Untersuchungsgebiet bislang nicht erschlossen wurde. Zwei Kluftgrundwasserleiter in Gipshorizonten (Mittlerer Gipshorizont und Grundgipsschicht) des Mittleren Keuper werden durch die Dunkelroten Mergel getrennt. Neben dem Dunkelroten Mergel wirkt

der Untere Keuper als Nichtgrundwasserleiter. Der gebietsweise anstehende Schilfsandstein leitet ebenfalls Grundwasser (HUSMANN, 1996, S. 18).

Das Grundwasserfließsystem in den quartären Deckschichten verläuft an der Basis der bis zu 20 m mächtigen Lössbedeckung. Die alten Bachtäler und der Talgrund werden von Löss bedeckt, so dass das Grundwasser erst im Talgrund in Quellen mündet (ACKERMANN, 1998, S. 141). Daneben können Lösslehmhorizonte dazu führen, dass sich Sickerwasser über ihnen aufstaut (HUSMANN, 1996, S. 19). Derartige Stauwasserhorizonte liegen z.B. am Weiherbach im ufernahen Auestreifen und sind mit dem Gewässer verbunden (ACKERMANN, 1998, S. 141).

Diese Untersuchung zu den Grundwasserleitern wurden am Weiherbach, einem nördlich mündenden Nebenfluss des Kraichbachs, durchgeführt. Andere Teilgebiete wurden durch die hydrogeologische Erkundung untersucht und bestätigen die Grundwasserfließsysteme. Im Teileinzugsgebiet von Zaisenhausen, einem ebenfalls nördlich zufließenden Gewässer zum Kraichbach, verweist die hydrogeologische Erkundung (LGRB, 2002) auch auf wasserführende, aber gering durchlässige quartäre Ablagerungen, durch die es zu Quellaustritten am Hangfuß kommt (siehe Abbildung 3-13). Laut des geologischen Gutachtens des Wasserschutzgebietes Münzesheim dienen unter einer Deckschicht Keuperkiesablagerungen innerhalb der Talfüllungen des Seitentals als Grundwasserspeicher (GLA, 1981b).

Im Festgestein bewegt sich das Wasser durch kleine Hohlräume, die durch Auslaugung und Verkarstung des Sulfatgesteins entstanden sind. Der ursprünglich aus hochsalinären Lagunen ausgefällte Gips ($\text{CaSO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$) wird durch Druck- und Temperaturerhöhung dehydriert (Anhydrit, CaSO_4). In schwach mineralisierten Wässern löst sich das Anhydrit und wird in tiefere Schichten abtransportiert und dort erneut als Gips gefällt. Es bildet sich ein Gipsspiegel, der für die Wasserführung gering durchlässig ist. Er korreliert mit der Geländemorphologie und stellt die Grundwasser-sole dar. Die Wasserführung wird von der Durchlässigkeit einzelner Lagen und dem ursprünglichen Verteilungsmuster des Sulfatgesteins bestimmt. Das Sulfatgestein als Ausgangsgestein liegt innerhalb eines Schichtpakets in unterschiedlichen Formen (Knollen, Adern) und Gehalten (5-40 Gew.-%) vor. Höhere Gehalte sind auf einzelne Horizonte beschränkt, in denen sich sulfat- und tonsteinreiche Lagen abwechseln (SWOBODA, 1999, S. 69).

Durch die Überlagerung der Grundwasserleiter des Keupers wie auch des Oberen Muschelkalkes durch eine mehrere Meter mächtige, gering durchlässige Verwitterungsdecke, handelt es sich um gespannte Grundwasserleiter. Als Grundwasserneubildungsflächen kommen daher nur Gebiete in Frage, in denen der oberhalb 205 m

lagernde Schilfsandstein einen weiteren Grundwasserhorizont ausbildet. Das im Schilfsandstein einsickernde Niederschlagswasser sinkt mit dem Fallen der Schichten unterirdisch in den Gipskeuper ab und bewirkt durch den Sickerwasserzustrom eine Wiederergänzung (SWOBODA, 1999, S. 65). Da der Schilfsandstein nur lokal als Flutfazies mit einer ausgeprägten Rinnenstruktur im Untersuchungsgebiet vorkommt, ist nach ACKERMANN (1998, S. 42) von einem überregionalen Grundwasseraustausch nicht auszugehen.

Der Abstrom des Grundwassers erfolgt in weiten Gebieten entsprechend des NNW-Fallen der Schichten (SWOBODA, 1999). Da der Kraichgau mehreren unterschiedlichen tektonischen Einflüssen ausgesetzt ist, kann das jedoch nicht verallgemeinert werden. So vertritt ACKERMANN (1998) im Weiherbachtal ein leichtes Schichtefallen nach Süden und somit eine Abstrom des Grundwassers in diese Richtung. In Abhängigkeit der Neigung der Gesteinsschichten unterscheiden sich daher die ober- und unterirdischen Einzugsgebiet meist. Für das Weiherbachtal wurde ein größeres unterirdisches Einzugsgebiet nachgewiesen, während für das Kohlbachtal das oberirdische Einzugsgebiet größer ist (siehe Abbildung 3-11 und Abbildung 3-13). In den Wasserschutzgebieten des Untersuchungsgebietes folgen die Zustromgebiete des Grundwassers des Mittleren Keupers ungefähr der Geländeneigung und orientieren sich am oberirdischen Einzugsgebiet (GLA, 1979, 1981a, b, c, LRGB, 2002).

3.2 Datengrundlage

3.2.1 Klima und Landnutzung

Niederschlag

Die Gebietsniederschläge für das gesamte Untersuchungsgebiet (Gebietskennung: 2379/01S, Kraichbachquelle bis oberhalb Katzbach, Pegel Ubstadt, 161 km³) sowie differenziert in zwei Teileinzugsgebiete wurden von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) zur Verfügung gestellt. Der Gebietsniederschlag steht im Untersuchungsgebiet in Form regionalisierter Monatssummen von 1961 bis 2004 zur Verfügung. Grundlage für die Übertragung der punktuellen in flächige Informationen sind die Niederschlagsmessungen an den Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Im Untersuchungsgebiet selbst befindet sich keine Niederschlagsstation des DWD, die nächst gelegenen Stationen befinden sich in Bretten ca. 4 km südlich bzw. Eppingen-Elsenz ca. 2,2 km nördlich vom Rand des Untersuchungsgebietes.

Im Untersuchungsgebiet gemessene Niederschlagsdaten stammen aus dem Weiherbach und wurden im Zuge des Weiherbachprojektes (PLATE, 1996) zwischen 1991 bis 1995 gesammelt. Der Niederschlag wurde an sieben Messstationen registriert, die zentrale Meteorologische Station befand sich „Am Neuenbürger Pfad“.

Evapotranspiration

Die Daten der potentiellen Evapotranspiration nach HAUDE stammen von den Klimastationen „Bretten“ und „Eppingen-Elsenz“ des Deutschen Wetterdienstes und liegen für die Jahre 1990 bis 2003 als Monatssummen vor. Die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration wird aus den Parametern Lufttemperatur und relative Feuchte von 14 Uhr nach der HAUDE-Formel wie folgt berechnet (DWD, 2005):

$$ETp = \alpha \cdot (es - ea) = \alpha \cdot es \cdot (1 - f / 100) \quad (\text{Gleichung 3-1})$$

ETp = potentielle Evapotranspiration [mm/a]

es = Sättigungsdampfdruck der Luft [hPa]

ea = aktueller Dampfdruck der Luft [hPa]

f = relative Feuchte [%]

α = jahreszeitlich variierender Koeffizient [mm/hPa] für unterschiedliche Kulturen

Die Evapotranspiration ist neben den meteorologischen Parametern von der Pflanzenart und deren Entwicklungsstadium abhängig, die über den jahreszeitlich variierenden Koeffizienten berücksichtigt wird. Standardmäßig wird die potentielle Evapotranspiration für Gras angegeben.

Landnutzung

Die Landnutzungsinformationen wurden aus dem „Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem“ (ATKIS®) bezogen. In diesem System wird der digitale Raumbezug zwischen Fachdaten, wie Landschaftsmodell, Orthofotos, topographische Karten und Geländemodell, im Maßstab 1:25.000 geschaffen. ATKIS® ist ein bundesweit einheitliches digitales räumliches Bezugssystem, das von den jeweiligen Landesvermessungsbehörden erhoben wird.

Das Ergebnis ist ein Objektartenkatalog (siehe Tabelle 3-2), in dem die Landnutzungsinformationen einzeln im Shape-Format (Dateiformat für Daten in Geographischen Informationssystemen) abgespeichert sind. Die Shape-Dateien sind für fünf Objektgruppen „Siedlung“, „Verkehr“, „Vegetation“, „Gewässer“ und „Gebiet“ verfüg-

bar. Jede Objektgruppe ist unterteilt in die kleinste Informationseinheit Objektart. Durch die Zusammenführung der Daten wird einerseits ein genauer Raumbezug geschaffen, so dass die Landnutzung flächenscharf auf Basis der topographischen Karten vorliegt. Andererseits sind die Informationen aktuell, weil präzise Orthofotos ausgewertet werden. Die Objektarten, die für das Untersuchungsgebiet relevant sind, wurden von der LUBW überlassen.

Tabelle 3-2 Beispiele des Objektartenkatalogs aus ATKIS®

Objektgruppe	Objektart
Siedlung	Ortslage, Wohnbaufläche, Industrie- und Gewerbefläche, Fläche gemischter Nutzung, Flächen besonderer funktionaler Prägung, Sportanlage, Freizeitanlage, Grünanlage, Campingplatz
Vegetation	Ackerland, Grünland, Gartenland, Sonderkultur, Grünland, Sumpf, Ried, Wald, Forst, Gehölz, Vegetationslose Fläche, Fläche z.Z. unbestimmbar

Struktur- und Regionaldatenbank Landwirtschaft

Die statistischen Daten werden genutzt, um neben der allgemeinen Landnutzung Informationen zu den angebauten Kulturarten zu erhalten. Die Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württembergs im Internet (SLA, 2005) beinhaltet statistische Daten der Landwirtschaft. Auf Landesebene und einzeln gegliedert nach den Regierungsbezirken Baden-Württembergs, Regionen, Stadt-/Landkreisen und Gemeinden, erhält man Informationen zur

- Betrieblichen Struktur,
- der Bodennutzung und Ernte und
- der Viehwirtschaft.

Diese Tabellen untergliedern sich in weitere Untertabellen zur

- Betrieblichen Struktur: Landwirtschaftliche Betriebsgrößenstruktur, Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe,
- Bodennutzung und Ernte: Bodennutzung nach Hauptnutzungsarten, Pflanzengruppen und Fruchtarten, Hektarerträge der Feldfrüchte und
- Viehwirtschaft: Tierhaltung (Rinder-, Schweine-, Pferde-, Schaf- und Hühnerhaltung).

Die Informationen sind für die Jahre 1979, 1991, 1999, 2001, 2003 auf allen Ebenen abrufbar. Lediglich die Hektarerträge liegen jährlich nur auf Kreisebene vor. Betriebe mit weniger als 2 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche werden aus der Statistik aus Datenschutzgründen herausgenommen. Weiterhin gilt bei der statistischen Erhebung das Betriebsprinzip. Das bedeutet, dass „sämtliche Flächen und Viehbestände eines Betriebes ohne Rücksicht auf die Gemarkungszugehörigkeit und die Eigentumsverhältnisse in derjenigen Gemeinde nachgewiesen werden, in der sich die Wirtschaftsgebäude bzw. der Betriebs- oder Verwaltungssitz des Betriebes befinden“ (SLA, 2000). Die flächenscharfe Zuweisung der Landnutzung ist dadurch nicht möglich, die genaue räumliche Zuordnung der Informationen bleibt unbekannt.

Kulturspezifische Ertragsdaten für die einzelnen Gemeinden stammen von den Ämtern für Landwirtschafts-, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) in Bruchsal und Heilbronn (heute: RP).

3.2.2 Digitales Höhenmodell

Das Digitale Höhenmodell (DHM) stammt von der Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Es wurde vom Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung im Raster von 50 x 50 m aufgenommen, um die Baum- und Gebäudehöhen korrigiert und schließlich in ein 30 x 30 m Raster überführt. Die Höhenwerte weisen im Mittel 2-3 m Fehler auf, in nicht bewachsenen Gebiet liegen sie jedoch darunter. Das amtliche DHM entstand durch photogrammetrische Auswertungen von Luftbildern aus den 1970er Jahren.

Das DHM ermöglicht mit Hilfe des Geographischen Informationssystems die Generierung der Informationen zur Hangausrichtung und Hangneigung.

3.2.3 Geologie und Boden

Alle bodenkundlichen und geologischen Daten sind vom Landesamt für Geologie, Boden und Rohstoffe Baden-Württemberg digital bezogen worden. Es ist derzeit noch nicht möglich alle Informationen großmaßstäbig (1:25.000) zu erhalten, so liegen flächendeckende Informationen nur in kleinem Maßstab (1:200.000) vor.

Die Geowissenschaftliche Übersichtskarte von Baden-Württemberg (LGRB, 1998) im Maßstab 1:350.000 enthält 20 geologische, hydrologische, rohstoffgeologische und bodenkundliche Karten. Sie können einzeln aufgerufen werden und enthalten spezi-

fische Informationen z.B. zu den geologischen, hydrologischen oder bodenkundlichen Einheiten. Die darin enthaltene Bodenübersichtskarte (BÜK 350) ist nach Bodengroßlandschaften gegliedert. Der Datensatz beinhaltet die Abgrenzung der Kartiereinheiten einschließlich einer ausführlichen Kartenlegende. Die kleinmaßstäbigen Karten ermöglichen die Einordnung des Untersuchungsgebietes in die Landschaftseinheit.

Die Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg im Maßstab 1:200.000 (BÜK 200) (GLA, 1992a) liegt in einem landesweiten Datensatz mit Sachdaten vor. Neben der Zuordnung der Kartiereinheiten zu Bodenregionen und Bodenlandschaften enthält sie Angaben zum Bodensubstrat und physiko-chemischen Bodenkennwerten.

Die Bodenkarten von Baden-Württemberg im Maßstab 1:25.000 (BK 25) (GLA 1992b, 1993, 1994) enthalten detaillierte Informationen. Sie zeigen die Verbreitung von Böden mit Angaben zu Bodengenese, Bodenart, Ausgangsgestein und Relief. Ferner liegen bodenphysikalische und -chemische Kennwerte vor, die aber nicht alle mit den Geometriedaten verknüpft werden können. Einzelne Kennwerte stehen als flächengewichtete Mittelwerte in zusätzlichen Dateien zur Verfügung. Dazu zählen: die nutzbare Feldkapazität, die Feldkapazität, die potentiellen Kationenaustauschkapazität jeweils bis 10 dm Tiefe. Die Kartierung der Werte erfasst bei der Profilbeschreibung im Gelände und bei den bodenanalytischen Untersuchungen Bodenmerkmale wie Humusgehalt und physikalische Charakteristika wie Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte mit. Für die Berechnungen bedeutet das, dass die Einflussgrößen Humusgehalt und Lagerungsdichte in den Kennwerten bereits berücksichtigt sind. Die Verknüpfung mit den Geometriedaten erfolgt über die Kartiereinheit.

Für das Untersuchungsgebiet liegt die BK 25 nicht flächendeckend vor. Von den benötigten fünf Karten sind derzeit nur die drei Blattschnitte 6818 Kraichtal, 6819 Eppingen und 6918 Bretten erhältlich. Für das Gebiet, das nicht durch die BK 25 abgedeckt werden konnte, wurden die Informationen aus der BÜK 200 hinzugezogen.

3.2.4 Hydrogeologie

Hydrogeologische Erkundung

Die Hydrogeologischen Erkundungen (HGE) werden vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB) durchgeführt. Sie dienen der Festsetzung von Wasserschutzzonen um die Trinkwasserbrunnen der Gemeinden.

Im Erläuterungsbericht der HGE werden detaillierte Informationen über den Brunnen (Wasseruntersuchungen), das Pumpwerk (Wasserentnahmemenge) und die Abgrenzung der Wasserschutzzonen 1 bis 3 aufgeführt. Das geologische Gutachten beschreibt kleinräumig den geologischen Aufbau, die hydrologischen Verhältnisse und legt die genauen Grenzen der Wasserschutzzonen fest. Für die folgenden Wasserschutzgebiete (WSG) liegen Hydrogeologischen Erkundungen vor:

- Kraichtal, Münzesheim, Kindlesbrunnen (GLA, 1981a),
- Kraichtal, Landshausen, Schlossbrunnen (GLA, 1981b),
- Kraichtal, Oberacker, Gänselbrunnen (GLA, 1981c),
- Kürnbach, Brunnen 1, 2 und 3 (GLA, 1979),
- Zaisenhausen, Claffenbachbrunnen und Mörsbachbrunnen (LGRB, 2002).

Die hydrogeologischen Informationen aus den HGE sind in Tabelle 3-3 zusammengefasst aufgeführt.

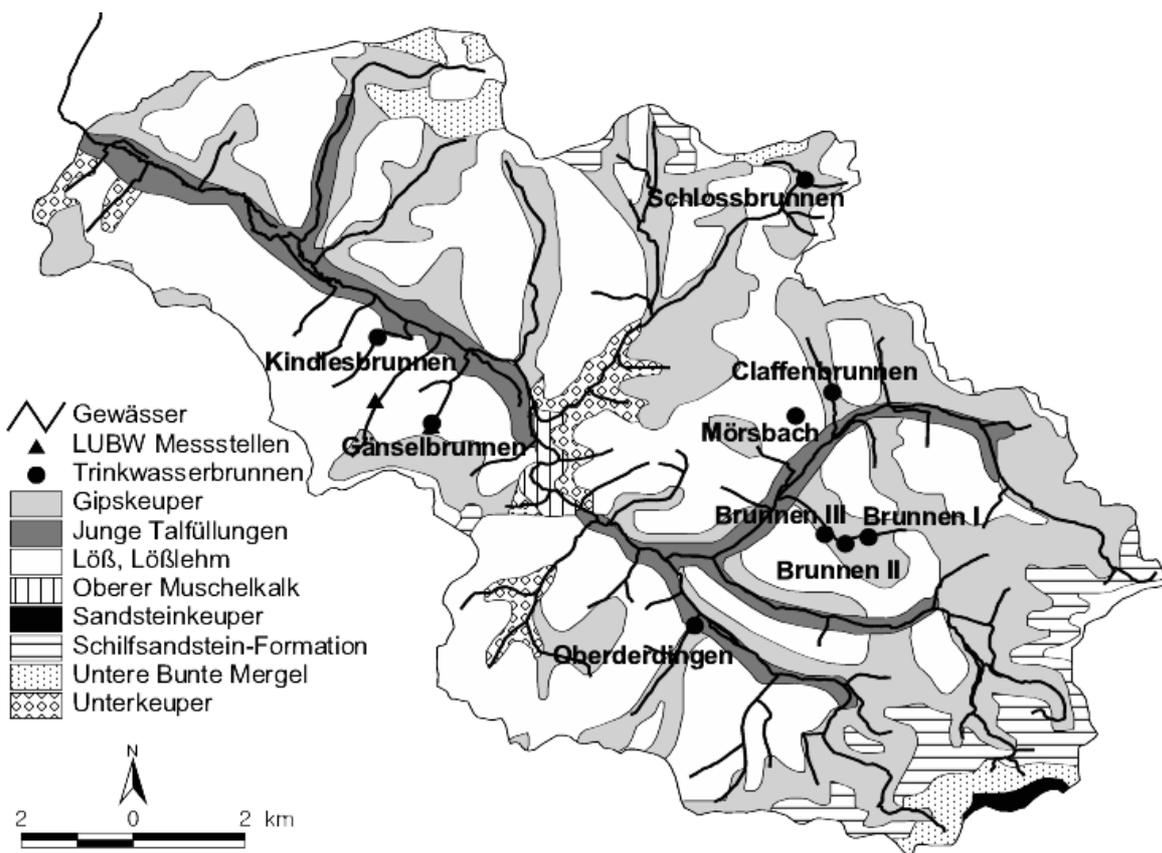


Abbildung 3-14 Lage der Trinkwasserbrunnen in den hydrogeologischen Einheiten (LGRB, 1998)

Tabelle 3-3 Standort, Grundwasserspiegel und Geologie der Trinkwasserbrunnen im Untersuchungsgebiet (Quelle: HGE)

Standort	Grundwasserspiegel	Geologie
<p>Kraichtal Münzesheim, Kindlesbrunnen</p> <p>Gewann „In der Sauerwiese“, westlich der Ortsbebauung</p> <p>RW ³⁴78620, HW ⁵⁴42920</p>	5,80 m u.GOK (141 m ü.NN)	Die Quelle steigt aus Keuperkiesablagerungen auf, darüber 4 m Deckschichten (junge Talfüllungen). Die Keuperkiesablagerungen des Seitentals bilden einen Grundwasserspeicher. Im Quellgebiet entlang dem südöstlichen Talrand bestehen neben dem Hauptquellenaugie noch kleinere Quellgänge (GLA, 1981a).
<p>Kraichtal Oberacker, Gänselbrunnenquelle</p> <p>Gewann „Unterer Gänselberg“, nordöstlich der Ortsbebauung</p> <p>RW ³⁴79600, HW ⁵⁴41360</p>	5,60 m u.GOK (158 m ü.NN)	Wasserführung des unteren Gipskeuper. Wasserführung schwankt je nach Höhenlage des Grundstücks zwischen 12-40 m. Weitere Quellen an der Ostflanke des zum Kraichbach führenden Tälchens (400 m östlich des Friedhofes). Weiterer Quellzug an der Südflanke des Kraichbachtals zwischen Ubstadt und Gochsheim. Alle entspringen im Unteren Gipskeuper in der Nähe der Corbulabank. Südlich von Oberacker im Gewann Forst können in 20-40 m die wasserführenden Lagen des Unteren Gipskeuper erreicht werden (GLA, 1981b).
<p>Kraichtal Landshausen, Schlossbrunnenquelle,</p> <p>Gewann „Beim Schlossbrunnen, Lange Weingärten“, nordöstliche der Ortsbebauung</p> <p>RW ³⁴86330, HW ⁵⁴45785</p>	3,50-6,00 m u.GOK (198 m ü.NN, aus DHM)	Spaltenquelle im Bereich einer bedeutenden Störung. Das Gebiet wird von der unteren Abteilung des Mittleren Keupers aufgebaut. Diese Schichten bestehen aus bunten Mergeln, denen ursprünglich Gips in vielen Lagen und Knollen eingeschaltet war, der aber nahe der Erdoberfläche durch die Sickerwässer weitgehend ausgelaugt ist. Südlich und östlich von Landshausen stehen die Schichten des Oberen Gipskeupers, unter einer starken Lehmdecke, an. Westlich des Ortes werden die Schichten nach Norden von Schilfsandstein und den Roten Mergeln überdeckt. Die Verwerfungszone bedingt die tiefere Lage der Keuperschichten westlich Landshausens (GLA, 1981c).
<p>Kürnbach, 2 km nordwestlich von Kürnbach im Hungergrabental</p> <p><u>Brunnen 1:</u> RW ³⁴87475, HW ⁵⁴39285</p>	<p><u>Brunnen 1:</u> 2,75-13,50 m u.GOK (190 m ü.NN)</p>	Das Einzugsgebiet besteht an der Oberfläche aus Schichten des Gipskeupers (Grundgips-schicht des Unteren Gipskeuper), die ungefähr horizontal gelagert sind und zum überwiegenden Teil von quartären Deckschichten aus Löss und Lösslehm überdeckt sind. Brunnen 1 wurde durch die Talfüllung aus Schwemmlehm in den Unteren Gipskeuper abgeteuf.

Standort	Grundwasserspiegel	Geologie
Brunnen 2: RW ³⁴ 87055, HW ⁵⁴ 39165	Brunnen 2: 6,20-12,00 m u.GOK (182 m ü.NN, aus DHM)	Brunnen 2 erschließt unter der Talfüllung aus Schwemmlöss denselben Grundwasserleiter im Unteren Gipskeuper (GLA, 1979).
Kürnbach Brunnen 3, befindet sich ca. 200 m nordwestlich von Brun- nen 2 k.A. über Rechts- und Hochwerte	62 m u.GOK (180 m ü.NN)	Der Brunnen erschließt den zweiten Grundwasserhorizont des Lettenkeupersandsteins unter dem höher liegenden des Unteren Gipskeupers (GLA, 1979).
Zaisenhausen , die Brunnen befinden sich ca. 700 m nördlich bzw. nordwestlich des Orts- kerns von Zaisenhausen in zwei flach ansteigen- den Niederungen <u>Claffenbrunnen:</u> RW ³⁴ 86820, HW ⁵⁴ 41920 <u>Mörsbachbrunnen:</u> RW ³⁴ 86160, HW ⁵⁴ 41490	<u>Claffenbrunnen:</u> 19-21,5 m; 22,1-23,8 m u.GOK (183 m ü.NN) <u>Mörsbachbrunnen:</u> 25,2-27 m; 31,2-32,4 m; 55,2-56,4 m u.GOK (195 m ü.NN)	Die quartären Ablagerungen sind für Grundwasser weitgehend geringdurchlässig. Die Gesteine des Gips- und Unterkeupers bilden einen schichtig gegliederten Kluffgrundwasserleiter mit mehreren ergiebigen, teilweise gespannten Grundwasservorkommen. Der liegende Obere Muschelkalk wurde bislang nicht erschlossen (LGRB, 2002).
Zaisenhausen , die GWM 1 und 2 befinden sich in der Niederung des Mörsbachs, GWM 3 bis 5 am Claffenbach <u>GWM 1:</u> RW ³⁴ 85650, HW ⁵⁴ 41695 <u>GWM 2:</u> RW ³⁴ 86211, HW ⁵⁴ 41444 <u>GWM 3:</u> RW ³⁴ 86332, HW ⁵⁴ 42699 <u>GWM 4:</u> RW ³⁴ 86790, HW ⁵⁴ 41825 <u>GWM 5:</u> RW ³⁴ 86800, HW ⁵⁴ 41971	<u>GWM 1:</u> 6-20 m u.GOK (198 m ü.NN) <u>GWM 2:</u> 6-20 m u.GOK (186 m ü.NN) <u>GWM 3:</u> 6-23 m u.GOK (199 m ü.NN) <u>GWM 4:</u> 5-19 m u.GOK (181 m ü.NN) <u>GWM 5:</u> 6-36 m u.GOK (183 m ü.NN)	Der Bereich um Zaisenhausen ist weitgehend mit quartären Ablagerungen bedeckt, die eine Mächtigkeit von über 10 m haben können. Darunter stehen Gesteine des Gipskeupers an, deren Restmächtigkeit in Zaisenhausen gering ist, weiter nördlich jedoch auf über 50 m anwachsen können. Darunter folgen ca. 35 m mächtige Kalk-, Dolomit-, Sand-, Mergel- und Tonsteine des Unterkeupers. Die Kalksteine des Oberen Muschelkalkes liegen in Zaisenhausen in ca. 50 m Tiefe, nördlich davon in ca. 10 m Tiefe (LGRB, 2002).

In Abbildung 3-14 ist die Lage der Trinkwasserbrunnen in den hydrogeologischen Einheiten abgebildet. Danach wird der Brunnen in Münzesheim (Kindlesbrunnen) aus dem Löss gespeist. Der Gänselbrunnen und Mörsbachbrunnen liegen am Rand des Gipskeupers und beziehen das Wasser, auch nach HGE, aus diesem Grundwasserleiter. Das Trinkwasser aus Schlossbrunnen, Claffenbachbrunnen, Brunnen I und II erschließen ebenfalls den Gipskeuper. Brunnen III hingegen wurde als Tiefbrunnen bis in die zweiten Grundwasserleiter des Lettenkeupersandsteins abgeteuft. Der Brunnen in Oberderdingen wird nach der Karte aus jungen Talfüllungen gespeist, eine HGE liegt leider nicht vor.

3.2.5 Überwachungsdaten Boden

Nmin-Daten

Der mineralisierten Stickstoff im Oberboden wird in der Einheit [kg N/(ha·a)] angegeben. Bei den Nmin-Messungen werden normalerweise die Nitrat- und Ammoniumanteile bestimmt. Aus organisatorischen Gründen jedoch verzichtet man mittlerweile in Baden-Württemberg auf die Ammoniummessung (BECKER, K.-W., 1999), so dass die Nmin-Messungen nur den Nitratanteil wiedergeben.

Von der Landwirtschaftsverwaltung in Baden-Württemberg werden die Nmin-Daten als Überwachungsdaten bzw. Informationsparameter genutzt, da sie einen Überblick über die aktuelle Versorgungslage des Bodens geben. Die herbstliche Nmin-Probenahme erfolgt im Zuge der Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchALVO; Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg, 2001) und wird von der staatlichen landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUF) Augustenberg durchgeführt. Sie dient der Bewirtschaftungskontrolle der Wasserschutzgebiete (WSG) und ermittelt den vor der Auswaschungsperiode im Boden verbleibenden Stickstoffgehalt. Die Nmin-Probenahmen im Frühjahr sind freiwillig und werden von der Landesanstalt für Pflanzenbau (LAP) in Forchheim durchgeführt. Sie werden unabhängig von Wasserschutzgebieten für eine Düngeplanung des anstehenden Bewirtschaftungsjahres im Rahmen des Nitratinformationsdienstes (NID) genutzt.

Der mineralische Stickstoffgehalt im Boden von landwirtschaftlichen Flächen wird in drei Tiefen von 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm beprobt. Die Beprobung erfolgt schlagweise, d.h. für eine Bewirtschaftungseinheit wird eine Probe gezogen. Für jede Probe werden 16 Einstiche vorgenommen, die gleichmäßig über den Schlag verteilt werden müssen. Die Anzahl der beprobten Kulturklassen gibt dabei indirekt Auskunft über die Verteilung bzw. Häufigkeit der Nutzung.

Die Herbst- und Frühjahrsdaten werden in unterschiedlichen Datenbanken gespeichert. Neben dem Probenahmezeitpunkt, dem -ort und den Nmin-Werten in den einzelnen Bodenschichten enthalten die Datenbanken zahlreiche Angaben zu Verwaltung, Beprobung, Standortbedingungen, Kulturarten, Zwischenfrüchten, Dünger und Bewirtschaftungsweise. Entsprechend ihren Aufgaben sind die Informationen bezüglich der Bewirtschaftungspraxis in der Datenbank des NID ausführlicher.

Die räumliche Zuordnung erfolgt bei beiden Datenbanken über die Gemarkung, die Flurstücksnummer oder die Schlagbezeichnung. Aus Gründen des Datenschutzes wurden diese Angaben bei der Datenüberlassung gelöscht. Eine räumliche Zuweisung ist nur auf Basis der Gemarkung möglich.

Tabelle 3-4 Anzahl der Nmin-Werte [kg N/(ha·a)] aus Herbst (H) und Frühjahr (F), 1989 bis 2005

Jahr	Mais		Ölfrüchte		Rebland		Sommergetreide		Wintergetreide		gesamt	
	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H
1989		106		34		54		356		87		923
1990		124		75		70		366		138		1047
1991		177		75		73		241		95		832
1992		134		84		93		238		124		836
1993		187		24		78		165		69		670
1994	129	204	23	60	22	108	219	225	111	120	559	928
1995	109	190	4	46	9	103	205	220	106	91	451	817
1996	109	196		20	3	75	240	200	132	82	505	716
1997	100	165		14	7	56	198	169	133	87	472	574
1998	108	150	26	36	21	52	188	107	170	61	557	508
1999	74	115	24	33	13	45	132	140	147	62	418	483
2000	124	110	44	32	43	51	292	132	156	84	728	480
2001	152	104	44	26	42	89	219	121	151	73	689	514
2002	183	72	50	20	53	90	349	162	226	88	954	524
2003	162	62	68	33	52	72	269	68	299	81	935	383
2004	182	57	69	30	61	52	331	78	252	33	1002	293
2005	131	45	76	24	47	52	335	93	206	56	868	313

Die herbstlichen Nmin-Daten sind im Untersuchungsgebiet für den Zeitraum von 1989 bis 2005 verfügbar. Insgesamt liegen aus den Gemeinden des Untersuchungsgebietes 10.814 Datensätze der herbstlichen Nmin-Daten vor. In Tabelle 3-4 ist zu sehen, wie sich die Anzahl der Datensätze auf die wichtigsten Kulturklassen und einzelnen Jahre verteilt. Die Frühjahrsdaten liegen nur für den Zeitraum von 1994 bis 2005 vor. Hier ist man im Laufe der Jahre zu einer Vereinfachung der Probenahme übergegangen, es erfolgen überwiegend nur noch Beprobungen in zwei Tiefen von 0-30 cm und von 30-60 cm Tiefe. Die dritte Schicht von 60-90 cm wird auf sogenannten Testflächen mitbeprobt und auf den Einzelschlag übertragen. Im Untersuchungsgebiet liegen 8.138 Datensätze der Nmin-Daten aus dem Frühjahr vor.

3.2.6 Wasserschutzgebiete

Wasserschutzgebiete werden in den Einzugsgebieten von Trinkwasserbrunnen eingerichtet. In ihnen bestehen Bewirtschaftungsauflagen, die der Verminderung der landwirtschaftlichen Stoffeinträge dienen und die im Herbst durch Nmin-Beprobungen überprüft werden.

Im Untersuchungsgebiet gibt es sieben Wasserschutzgebiete (siehe Abbildung 3-15), die Größe wird in Klammern aufgeführt:

- Münzesheim (3,0 km²),
- Oberacker (1,1 km²),
- Landshausen (1,7 km²),
- Flehingen, (2,5 km²), aufgehoben am 1. Oktober 2000,
- Kürnbach (2,8 km²),
- Oberderdingen (9,9 km²) und
- Zaisenhausen (5,0 km²).

Die Fläche der Wasserschutzgebiete liegen nicht genau übereinander mit dem Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs, da die Grenzen des Einzugsgebietes über das digitale Höhenmodell generiert werden, die Fläche der Wasserschutzgebiete hingegen durch die Hydrogeologischen Erkundungen (siehe Kapitel 3.1.4). Kleine Bereiche der Wasserschutzgebiete Münzesheim, Oberacker, Landshausen und Oberderdingen liegen daher außerhalb des Untersuchungsgebietes, wohingegen ein kleiner Bereich des Wasserschutzgebietes Sulzfeld innerhalb des Untersuchungsgebietes liegt, jedoch nicht berücksichtigt wird.

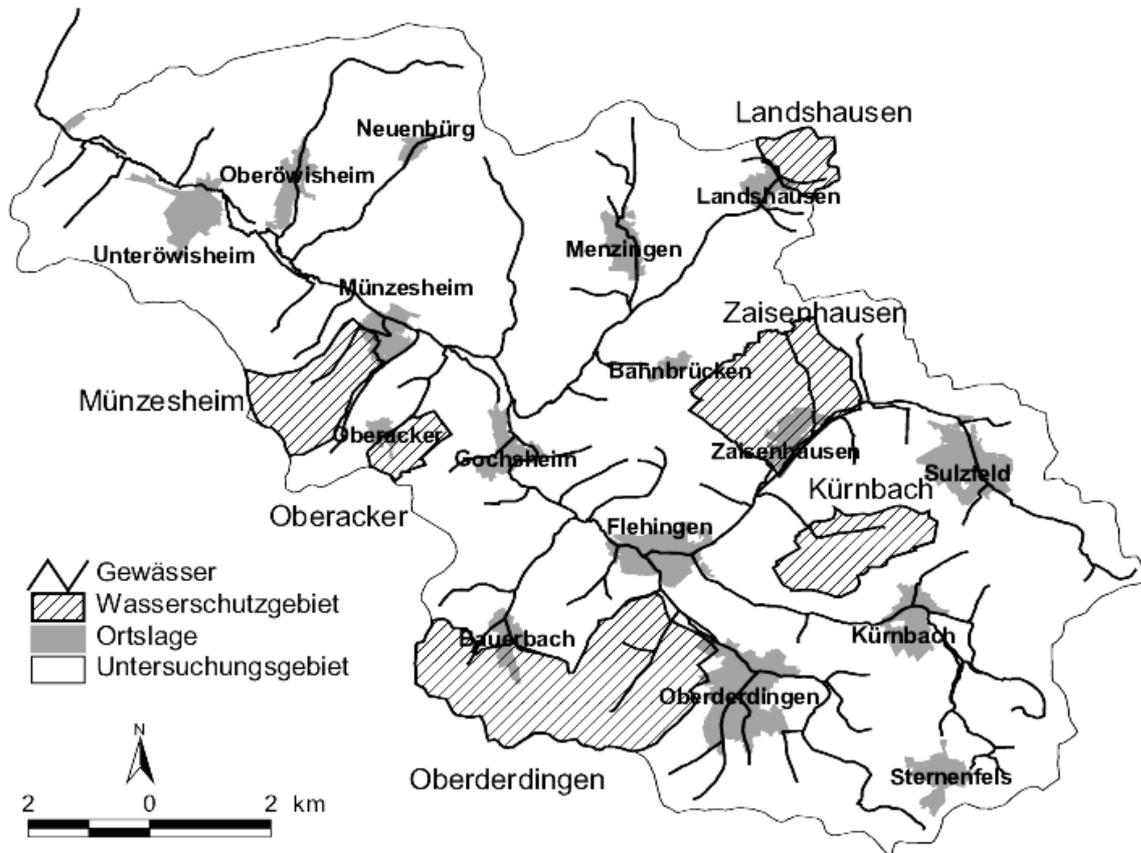


Abbildung 3-15 Wasserschutzgebiete im Untersuchungsgebiet

3.2.7 Überwachungsdaten Grundwasser

Jahresdatenkatalog Grundwasser

Im Rahmen des landesweiten Grundwasserüberwachungsprogramms betreibt die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) seit 1987 ein qualitatives und quantitatives Messnetz zur Beobachtung und Bewertung chemisch-physikalischer Messwerte, von Grundwasserständen und Quellschüttungen. Im elektronischen Jahresdatenkatalog wurden alle chemisch-physikalischen Messwerte, Grundwasserstandsdaten und Quellschüttungen der Jahre 1995 bis 2003 aus dem von der LUBW betriebenen landesweiten Messnetz als CD-Rom veröffentlicht (LfU, 2005a). Das Grundmessprogramm umfasst an Messstellen im Bereich der Landwirtschaft die in Tabelle 3-5 aufgeführten Parameter.

Das Grundmessprogramm mit den allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern findet mindestens einmal jährlich statt. Zusätzlich werden jährlich wechselnde Sonderuntersuchungen durchgeführt. Die emissionsorientierten Messstellen im Ein-

flussbereich der Landwirtschaft werden alle 2 Monate beprobt und auf die landwirtschaftlichen Parameter untersucht.

Tabelle 3-5 Parameter der Grundwasseruntersuchungen der LUBW

Untersuchung	Parameter
Allgemeine chemisch-physikalische Parameter	Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Säure-/Basenkapazität, Summe Erdalkalien, Sauerstoff, Sauerstoffsättigung.
Landwirtschaftliche Parameter	Ammonium, Nitrit, Nitrat, Barium
Sonderuntersuchung	spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm, Barium, Eisen, Mangan, gelöster organischer Kohlenstoff
Pflanzenschutzmittel	Atrazin, Desethylatrazin, Simazin, Desisopropylatrazin (=Desethylsimazin), Terbutylazin, Desethylterbutylazin, Propazin, Metazachlor, Metolachlor, Metalaxyl, Bromacil, Hexazinon, 2,6-Dichlorbenzamid.

Tabelle 3-6 Anzahl der Probenahmen und Messprogramm der Messstellen im Untersuchungsgebiet

Brunnen	Firma Münzesheim		Quelle Gänselbrunnen, Oberacker	
	Grundmessprogramm	Landwirtschaftliche Parameter	Grundmessprogramm	Landwirtschaftliche Parameter
1995	2		2	
1996	2	3	2	3
1997		6		6
1998	1	5	1	5
1999	1	5	1	5
2000		6		6
2001		6		6
2002	1	5	1	5
2003		6		10

Die Probenahmen stammen aus den Jahren 1995 bis 2003; die Anzahl der Probenahmen in den jeweiligen Jahren ist in Tabelle 3-6 aufgeführt. An den Messstellen im Untersuchungsgebiet werden keine Messungen zum Grundwasserstand vorgenommen. Im Untersuchungsgebiet liegen vier Brunnen aus dem LUBW Landesmessnetz:

Ein Firmenbrunnen in Münzesheim, der Wasserversorgungsbrunnen in Münzesheim, Oberacker und Landshausen (siehe Abbildung 3-14). Die Messstelle in Münzesheim und Landshausen sind identisch mit der Messstelle der Gemeindewasserversorgung und werden dort (siehe unten) erläutert. In Oberacker wird die Quelfassung beprobt, sie liegt laut Angaben der Stammdaten 50 m unterhalb des Brunnens, am Auslauf des Überlaufs des Brunnens. Der Firmenbrunnen Münzesheim liegt außerhalb des Wasserschutzgebietes.

Die Stammdaten der Brunnen sind in der Referenzdatenbank der LUBW enthalten und wurden freundlicherweise ebenfalls überlassen. Sie geben überwiegend Auskunft zu Verwaltungsinformationen und technischen Beschreibungen, nur stellenweise finden sich auch Angaben zum Grundwasserleiter oder einige Bilder vom Messort. Die Angaben zur Wasserherkunft der drei Trinkwasserbrunnen im Untersuchungsgebiet stammen vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg und decken sich daher mit den Aussagen aus den Hydrogeologischen Erkundungen. Zum Firmenbrunnen gibt es keine Angaben über die Tiefe des Brunnens oder Wasserherkunft.

Überwachungsdaten Gemeinde Wasserversorgung

Tabelle 3-7 Parameter der Trinkwasseruntersuchungen der Gemeindewasserversorgung

Untersuchung	Parameter
Allgemeine chemisch-physikalisch Parameter	Färbung, Trübung, Bodensatz, Geruch, Temperatur, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Säure-/ Basenkapazität, Summe Erdalkalien, Gesamthärte, Carbonat-/ Nichtcarbonathärte, Kohlensäure, Pufferungsintensität, Abscheidekapazität, Sättigungsindex, Sauerstoff, Oxidierbarkeit
Indikatorparameter	Aluminium, Ammonium, Barium, Bor, Calcium, Chlorid, Eisen, Kalium, Kjeldahlstickstoff, Magnesium, Mangan, Natrium, Phenole, Ortho-Phosphat, Silber, Sulfat, Kohlenwasserstoff, Anionische Tenside, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Cyanid, Fluorid, Nickel, Nitrat, Nitrit, Quecksilber, Antimon, Selen, Kupfer, Zink, spektraler Absorptionskoeffizient, gelöster organischer Kohlenstoff, adsorbierbare organisch gebundene Halogene und eine Reihe von leichtflüchtigen organischen Halogenkohlenwasserstoffen, N- und P-haltige Pestizide und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Mikrobiologische Parameter	Escherichia coli, Enterokokken und Coliforme Bakterien
Teiluntersuchung	Färbung, Trübung, Bodensatz, Geruch, Gesamthärte, Calcium, Magnesium, Nitrat, Sulfat, Chlorid

In jedem der oben aufgeführten Wasserschutzgebiete befinden sich ein oder mehrere Brunnen zur Wassergewinnung. Nach SchALVO (UM BW, 2001) und TrinkwV (BMG, 2001) unterliegen die Trinkwasserbrunnen der Gemeinden chemischen und mikrobiologischen Anforderungen sowie Indikatorparametern und müssen regelmäßig untersucht werden (siehe Tabelle 3-7). Die Untersuchungen werden meist jährlich durchgeführt. Darüber hinaus werden Teiluntersuchungen mit geringerem Parameterumfang mehrmals im Jahr durchgeführt.

Tabelle 3-8 Anzahl der Probenahmen der Nitratuntersuchungen von 1995 bis 2005

Jahr	Kraichtal 3 Brunnen	Kürnbach 3 Brunnen	Zaisenhausen 2 Brunnen	Oberderdingen 1 Brunnen
1988			1	
1989			1	
1990			1	
1991			1	
1992			1	
1993			1	
1994			1	
1995		1	1	
1996	1	1	2	
1997	3	1	1	
1998	3	2	5	
1999	4	7	10	
2000	4	1	7	
2001	3	2	20	
2002	4	4	13	3
2003	4	5	15	5
2004	3	4	19	2
2005	4	4	11	
2006	1	1	7	

Die Daten wurden freundlicherweise direkt von den Gemeinden Kraichtal, Kürnbach, Oberderdingen und Zaisenhausen zur Verfügung gestellt. Die Daten stammen aus den Jahren 1995 bis 2005. Ältere Analysen wurden von einem anderen Labor durchgeführt und sind nicht mehr bei den Gemeinden zugänglich, da sie entweder archiviert oder vernichtet wurden. Der Zeitaufwand in den Archiven nach weiteren Analy-

sen zu suchen schien in Anbetracht der Tatsache nicht berechtigt, dass es sich nur um unregelmäßige Messungen handelt und der Parameter Nitrat in früheren Jahren noch nicht im Fokus der Aufmerksamkeit lag. Nur in der Gemeinde Zaisenhausen konnten fünf Analysen aus den Jahren 1988 bis 1993 gefunden werden. In Kraichtal standen nur die Nitratuntersuchungen zur Verfügung.

Tabelle 3-8 zeigt, dass sich die Anzahl der Probenahmen für Nitrat in den letzten Jahren steigerten. Zusätzlich wurden im Wasserschutzgebiet (WSG) Zaisenhausen die Beprobung auf Quellen und angelegte Grundwassermessstellen (GWM) von 2001 bis 2006 ausgeweitet. Die vier Quellen wurden 2001 nur 1 bis 2-mal beprobt, die fünf Grundwassermessstellen hingegen jährlich 6 bis 12-mal.

Im WSG Zaisenhausen gab es darüber hinaus an den Brunnen und einer GWM an einzelnen Messtagen (2001 und 2003) zeitlich (über einen Tag bzw. eine Woche) und räumlich (fünf verschiedene Tiefen) gestaffelte Messungen. Die Daten sind in der Tabelle 3-8 mit aufgeführt.

Messungen der Grundwasserstände finden auch hier nicht statt.

3.2.8 Oberflächengewässer

Während des Kraichbachprojekts (FUCHS ET AL., 2004) wurden die Gewässer des Kraichbachs regelmäßig stofflich beprobt. Dazu wurden neun Probenahmestellen an den Gebietsauslässen der Teileinzugsgebiete und am Pegel Ubstadt verteilt (siehe Abbildung 3-11). Zusätzlich fanden regelmäßige Beprobungen vor und hinter einem Fischteich des Humsterbachs, an zwei Drainagen sowie Einzelbeprobungen von Quellen, dem Gewässerlängsverlauf des Weiherbachs und weiteren Drainagen statt. Insgesamt wurden an 66 Probenahmetagen 708 Proben genommen.

Die Untersuchungen der Gewässerproben umfassten die Parameter: Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphat, Sulfat, Chlorid, Leitfähigkeit und Temperatur.

Die 14-täglichen Routineproben der Gewässer wurden vom 21.02.2001 bis 07.10.2003 aus der fließenden Welle entnommen. Ein automatischer Probenehmer beprobte darüber hinaus mehrere Regenereignisse am Pegel Ubstadt. Zwischen 18.10.2002 bis 24.05.2003 wurden bei 14 Regenereignissen 268 Einzelproben gezogen. Die Untersuchungen umfassten neben den oben genannten Parametern zusätzlich abfiltrierbare Stoffe, Glühverlust und Gesamtphosphor.

Da am Pegel Ubstadt neben den Messungen der Stoffkonzentrationen die Abflüsse regelmäßig aufgezeichnet werden, konnte eine Berechnung der Immissionen, also der am Gebietsauslass vom Gewässer transportierten Stofffrachten auf Basis von Stoffkonzentrationen und Abflüssen durchgeführt werden.

Der Pegel Ubstadt wird von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg betrieben und auch diese Daten wurden uns freundlicherweise zugänglich gemacht.

4 Methoden

4.1 Darstellung des Bodenstickstoffhaushalts

4.1.1 Auswertung der Nmin-Daten

Zur Berechnung der Nitratausträge über das Sickerwasser in das Grundwasser werden in konzeptionellen Modellen zur Kalkulation der Stoffmenge die Stickstoffbilanzüberschüsse angesetzt (MONERIS, BEHRENDT ET AL., 1999). Zur Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts und Quantifizierung des auswaschungsgefährdeten Stickstoffanteils sollen in dieser Arbeit anstelle der Stickstoffbilanzüberschüsse die mineralisierten Stickstoffgehalte im Boden (Nmin-Daten) eingesetzt werden. Die Nmin-Daten stellen eine räumliche und zeitliche Aufnahme der aktuellen Bodenstickstoffgehalte dar, die pflanzenverfügbar und somit auswaschungsgefährdet sind. Sie werden als stoffliche Eingangsgröße für die Stickstoffaustragsberechnung herangezogen. Ziel der Auswertungen ist die Ermittlung eines jahres- und nutzungsspezifischen Nmin-Wertes als Eingangswert für die Berechnung des Nitrataustrages mit dem Sickerwasser.

Zunächst werden die räumlichen und zeitlichen Unterschiede der Nmin-Daten in Bezug auf standortabhängige und -unabhängige Faktoren sowie klimatische Einflüsse statistisch untersucht.

Räumlich können die Daten nicht dem einzelnen Schlag sondern nur der Gemarkung zugeordnet werden. Die Gemarkung ist eine zusammenhängende Fläche, die eine größere Anzahl von Flurstücken umfasst. Ein Flurstück kann unterteilt sein in Abschnitte verschiedener Nutzung (Schläge). Eine Gemeinde besteht aus einer oder mehreren Gemarkungen. Es wird untersucht, ob sich zwischen den Gemarkungen, Gemeinden und/oder Wasserschutzgebieten Bewirtschaftungsunterschiede feststellen lassen, die sich in der Höhe der Nmin-Werte ausdrücken. Ist dies nicht der Fall, können alle Daten aus dem Untersuchungsgebiet zusammengezogen für weitere Auswertungen verwendet werden. Eine größere Datenmenge hat den Vorteil einer höheren Aussagekraft.

An standortabhängigen Unterschieden werden die Bodenarten und ihr Einfluss auf die Höhe der Nmin-Werte untersucht. Standortunabhängige Faktoren sind die Kulturarten und der Anbau von Zwischenfrüchten.

Die Auswirkung der klimatischen Einflüsse durch Niederschlag und Temperatur kann neben allen anderen bereits erwähnten Faktoren zu jahresbedingten Unterschieden führen und wird daher ebenfalls betrachtet.

Zeitlich werden die Nmin-Daten im Herbst und Frühjahr jeweils über einen Zeitraum von ca. je 8 Wochen gezogen. Es wird eine innerjährliche Entwicklung wie z.B. beginnende Auswaschung oder Netto-Mineralisierung untersucht.

Die Eingangsdaten aus dem Modell entstammen den herbstlichen Nmin-Werten, da dieses das Stoffpotential im Boden vor Beginn der Sickerperiode repräsentieren. Die Frühjahrsdaten werden hinzugezogen um zu prüfen, ob sich eine Nitratauswaschung über Winter im Frühjahr in den Bodenstickstoffgehalten bemerkbar macht.

Die Auswertung der Nmin-Daten erfolgt nach Methoden der deskriptiven Statistik und der Regression (siehe Kapitel 4.6). Die Vergleiche werden, soweit nicht anders beschrieben, über die gesamte Bodenschicht (0-90cm) vorgenommen. Nur beim direkten Vergleich der Herbst- und Frühjahrswerte wird die Betrachtung auf die einzelnen Bodenschichten 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm ausgeweitet, da im Frühjahr mittlerweile weitgehend auf die Beprobung der untersten Bodenschicht verzichtet wird. Um aussagekräftige Ergebnisse zu gewährleisten, wurde die Betrachtung auf die am stärksten verbreiteten und beprobten Kulturarten Mais, Winter- und Sommergetreide konzentriert.

Weiterhin wird angenommen, dass die Beprobung der einzelnen Kulturarten ungefähr entsprechend der Anbaufläche vorgenommen wird und als Querschnitt repräsentativ ist.

4.1.2 Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse im Untersuchungsgebiet

In den Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene wird eine Bilanzierung nach dem Prinzip der Differenz zwischen Stickstoffinput und -output in räumlich und zeitlich abgegrenzten System vorgenommen (BACH, 1987, S, 79):

$$\text{Stickstoffsaldo} = \text{Stickstoffeintrag} - \text{Stickstoffentzug} \quad (\text{Gleichung 4-1})$$

Zum Stickstoffeintrag zählen der mineralische und wirtschaftseigene Dünger, die symbiontische und asymbiontische N₂-Fixierung sowie Stickstoffeinträge durch die atmosphärische Deposition und zum Nährstoffentzug der Entzug mit dem Erntegut. Der Saldo summiert die Größen, die nicht dem Eintrag oder Entzug zugeordnet wer-

den können, wie Verluste durch Ammoniakausgasung, Denitrifikation, Stickstoffimmobilisierung und Auswaschung.

Im Kraichbachprojekt wurde für die Bilanzierung des Stickstoffs ein Ansatz vom Ministerium Ländlicher Raum (MLR, 2000a) herangezogen, der für die landwirtschaftliche Praxis aufgestellt wurde und der Berechnung des Düngebedarfs dient. Der Unterschied dieses Ansatzes liegt in der detaillierten, kulturspezifischen Ausarbeitung. Der Nährstoffbedarf orientiert sich an der ortsspezifischen Ernterwartung. Von diesem Bedarf werden der bereits im Boden vorhandene pflanzenverfügbare Nitratstickstoffvorrat im Frühjahr und die pflanzenverfügbaren Stickstofflieferungen aus dem organischen Pool entsprechend der angebauten Kulturarten angerechnet (siehe Gleichung 4-2). Zur Bilanzierung wird das Schema zur Düngeplanung entsprechend der Gleichung 4-1 umgestellt. Die Gemeinde wird als abgeschlossenes System betrachtet und das Jahr 1999 exemplarisch bilanziert, Beginn nach Ernte bis zur nächsten Ernte. Es wurde angenommen, dass die Ernterträge den Erwartungen entsprechen, somit handelt es sich bei dem N-Saldo nicht um eine jahresspezifische Betrachtung, sondern um ein durchschnittliches Saldo.

$$N_{\text{Düng}} = N_{\text{Bedarf}} (N_{\text{Ernte}} + N_{\text{Rest}}) - N_{\text{min}} - N_{\text{orgP}} (N_{\text{Bod}} + N_{\text{Vorfrucht}} + N_{\text{Zwischenfrucht}} + N_{\text{orgDüng}})$$

(Gleichung 4-2)

mit	$N_{\text{Düng}}$	gesamter Düngebedarf (organisch und mineralisch)
	N_{Bedarf}	Stickstoffbedarf
	N_{Ernte}	N-Entzug der Haupt- und erntefähigen Nebenfrucht
	N_{Rest}	Zuschlag für nicht erntefähige Restpflanze
	N_{min}	pflanzennutzbarer Nitratstickstoffvorrat im Frühjahr (N_{min})
	N_{orgP}	pflanzennutzbare N-Lieferung aus dem organischen Pool
	N_{Bod}	organischer N-Pool im Boden
	$N_{\text{Vorfrucht}}$	den Ernteresten der Vorfrucht
	$N_{\text{Zwischenfrucht}}$	den Zwischenfrüchten und N-Düngung nach Ernte der Vorfrucht
	$N_{\text{orgDüng}}$	langjährige organische Düngung

Theoretisch lässt sich der Düngebedarf damit genau errechnen. In der Realität ist das nicht der Fall, weil das im Boden vorhandene Mineralisierungspotential schwer abschätzbar ist und auch die organische Düngung keine gleichmäßige Nährstoffbereitstellung schafft. Die Folgen sind, dass das aktuelle Stickstoffangebot nicht ermit-

telt und somit voll auf den Pflanzenbedarf angerechnet werden kann bzw. wird und es so zu Überschüssen kommt. Um diese Praxis in der Bilanz abzubilden, wurden die folgenden Annahmen getroffen: Es wurde unterstellt, dass

- der organische Dünger nur zu 50 % auf den N-Bedarf angerechnet wird,
- das Mineralisierungspotential aus den Böden, Ernteresten und Zwischenfrüchten nicht auf den Nährstoffvorrat einbezogen wird, und
- zusätzlich wurde, im Gegensatz zur Düngebedarfsermittlung nach MLR (2000), der Stickstoffeintrag über die atmosphärische Deposition berücksichtigt.

Die Sensitivitätsanalyse der Bilanzgleichung wird durchgeführt, indem unter prozentualer Veränderung der einzelnen Eingangsterme die prozentualen Auswirkungen auf das Ergebnis gegenübergestellt werden.

4.1.3 Vergleich der Nmin-Daten mit den Stickstoffbilanzüberschüssen

Die in den konzeptionellen Modellen zur Berechnung der Nitrat austräge über das Sickerwasser in das Grundwasser zum Einsatz kommenden Stickstoffbilanzüberschüsse werden den hier eingesetzten Nmin-Daten gegenübergestellt und auf ihre Zusammenhänge untersucht. Damit soll die Aussagekraft beurteilt und geprüft werden, ob Rückschlüsse zwischen den Datensätzen möglich sind. Ist ein Zusammenhang nachweisbar, könnten die Daten wahlweise eingesetzt werden.

Die Gegenüberstellung der Nmin-Daten erfolgt als jährlicher Mittelwert über das gesamte Untersuchungsgebiet. Dazu müssen auch die Bilanzüberschüsse entsprechend jährlich erstellt werden. Von einer kompletten Anlegung der N-Bilanzen auf Basis einzelner Jahre wurde abgesehen. Die Daten können aufgrund des Betriebsprinzips (siehe Kapitel 3.2.1) nicht so weit aufgeschlüsselt werden und die Abbildung einzelner Jahre wäre nicht repräsentativ.

Stattdessen wurden die Stickstoffüberschüsse ausgehend von dem Durchschnittswert in Abhängigkeit der aktuellen Erträge angepasst. Da die Stickstoffüberschüsse am stärksten durch die aktuellen Erträge beeinflusst werden, erzeugt ein von der Erwartung abweichender Ertrag ein entsprechendes Saldo. Der Differenzbetrag wird vom durchschnittlichen Stickstoffüberschuss addiert oder subtrahiert. Die aktuellen Erträge liegen in der Landesstatistik (SLA, 2005) jährlich vor und eine Berechnung kann entsprechend für den Untersuchungszeitraum vorgenommen werden.

4.2 Berechnung der Grundwasserneubildungsrate

4.2.1 Ansatz

Die Methoden die zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate herangezogen werden, sind in Abhängigkeit der betrachteten Gebietsgröße und der zu treffenden Aussage sehr unterschiedlich. Auf einzelnen Flächen findet der Einsatz von numerische Simulationsmodelle statt, um genaue Fließvorgänge in der ungesättigten Zone nachzuvollziehen. Die einzelnen Prozesse im Boden, z.B. die Entwicklung des Wassergehaltes und der Evapotranspiration in Abhängigkeit des Bewuchses werden genau abgebildet. Es besteht ein hoher Parameterbedarf und diese Modelle können nur anhand genauer Bodenaufschlüsse und Lysimetermessungen kalibriert werden. Genau aus diesen Gründen, hoher Datenaufwand und fehlende Daten zur Kalibrierung, sind diese Modelle meist nicht auf größere Gebiete übertragbar.

In konzeptionellen Modellen wird sich eines vereinfachten Ansatzes nach LIEBSCHER & KELLER (1979, in: BEHRENDT ET AL., 1999) zur Berechnung der Sickerwasserhöhe bedient. Grundlage für die Sickerwasserberechnung ist die einfache Wasserhaushaltsgleichung (RENGER, 1992a) :

$$Ns_J = E + V + \Delta R \quad \text{(Gleichung 4-3)}$$

Mit	Ns_J	Niederschlag [mm/a]
	E	Evapotranspiration [mm/a]
	V	Grundwasserneubildung [mm/a]
	ΔR	Wasservorratsänderung [mm/a]

Demnach ergibt sich die Sickerwasserhöhe aus der Bilanz von Niederschlag abzüglich der Verdunstung und des Oberflächenabflusses. Der Abfluss beruht auf der Regression langjähriger Niederschlags-Abfluss-Beziehungen.

Ein vergleichbares Verfahren zur flächendifferenzierten Bestimmung der jährlichen Grundwasserneubildung stellt das von RENGER & STREBEL (1980) entwickelte Bewertungsschema dar. Es orientiert sich an dem Prozess der Sickerwasservorgänge und führt anhand von Lysimetermessungen, die an den unterschiedlichsten Standorten durchgeführt wurden eine gebietspezifische Übertragung durch. Die gemessenen Sickerwasserraten wurden, zur Erstellung von Wasserbilanzen herangezogen und mit Klima- und Bodendaten korreliert. Auch DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980) haben eine

ähnliche Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate entwickelt. Sie ist für die überregionale Grundwasserplanung bestimmt und eignet sich nur für kleinmaßstäbige (Maßstab 1:200.000) Fragestellungen.

Das Verfahren von RENGER & STREBEL (1980), das anfangs für Nordwestdeutschland entwickelt wurde, ist mittlerweile auf weitere Standorte ausgedehnt und in eine Deutsche Norm (NAW DIN 19687, 1998) überführt worden. Die enge Beziehung der Klima- und Bodendaten mit der Grundwasserneubildungsrate erlaubt eine Anwendung der Gleichungen im angegebenen Gültigkeitsbereich. Der Gültigkeitsbereich wird für bestimmte klimatische Verhältnisse angegeben, die im Untersuchungsgebiet erfüllt werden. Das regressionsanalytische Verfahren liegt für die Nutzungsformen Ackerland, Grünland und Nadelwald vor.

Entsprechend der Nutzungen lauten die Regressionsgleichungen:

$$Q_{\text{BAS,Ackerland}} = 0,92 \cdot (N_{\text{S}_{\text{wi}}}) + 0,61 (N_{\text{S}_{\text{So}}}) - 153 (\log \text{Wpfl}) - 0,12 (E_{\text{Haude}}) + 109$$

(Gleichung 4-4)

$$Q_{\text{BAS,Grünland}} = 0,90 \cdot (N_{\text{S}_{\text{wi}}}) + 0,52 (N_{\text{S}_{\text{So}}}) - 286 (\log \text{Wpfl}) - 0,12 (E_{\text{Haude}}) + 330$$

(Gleichung 4-5)

$$Q_{\text{BAS,Nadelwald}} = 0,71 \cdot (N_{\text{S}_{\text{wi}}}) + 0,67 (N_{\text{S}_{\text{So}}}) - 166 (\log \text{Wpfl}) - 0,19 (E_{\text{Haude}}) + 127$$

(Gleichung 4-6)

mit	Q_{BAS}	Grundwasserneubildung [mm/a]
	$N_{\text{S}_{\text{wi}}}$	Niederschlagsmenge im Winter (1.10. bis 31.3.) [mm]
	$N_{\text{S}_{\text{So}}}$	Niederschlagsmenge im Sommer (1.4. bis 30.9.) [mm]
	Wpfl	pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat [mm]
	E_{Haude}	jährliche potentielle Evapotranspiration nach Haude [mm]

Dieses Verfahren wurde von RENGER (2002) weiter spezifiziert und bezieht standortbedingte klimatische, boden- und nutzungsspezifische Einflüsse stärker mit ein (siehe Tabelle 4-1). Den größten Einfluss auf die Sickerwasserbildung haben die klimatischen Faktoren, die Niederschlagsmenge, -verteilung und als Verdunstungsanspruch die Lufttemperatur und -feuchte. Neben der bereits erwähnten Bodenart wirken Hu-

musgehalt, Lagerungsdichte und Ausgangsgestein auf die Bodenstruktur ein und beeinflussen die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens. Über entsprechende Faktoren kann der Einfluss auf den pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat genommen und die Verhältnisse vor Ort abgebildet werden. In dem überarbeiteten Ansatz wird die Hangausrichtung und -neigung mit berücksichtigt, da die Lage im Gelände Auswirkungen auf die Verdunstung hat. Südexponierte Hänge weisen deutliche höhere Verdunstungsraten auf als nordexponierte Hänge. Durch Zu- bzw. Abschläge auf die Tiefenversickerung wird in Abhängigkeit der Sonneneinstrahlung einer verminderten bzw. erhöhten Evapotranspiration Rechnung getragen. Die kapillare Aufstiegsrate wird je nach Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraums und der Grundwasser Oberfläche als entsprechende Rate addiert. Schließlich ist es noch die Nutzung, die als Bewirtschaftungsfaktor in den Wasserhaushalt eingreift und bei der Sickerwasserberechnung berücksichtigt werden muss. Für unterschiedliche Kulturarten der Landnutzung „Ackerland“ können Korrekturen für die Tiefenversickerung eingefügt werden.

Der Korrelationskoeffizienten von $R_{\text{Ackerland}}=0,84$, $R_{\text{Grünland}}=0,95$ und $R_{\text{Nadelwald}}=0,94$ (RENGER, 2002) zeigen die hohe Abhängigkeit der Tiefenversickerung von den Klima- und Bodenkennwerten.

Tabelle 4-1 Einflussgrößen auf die Geschwindigkeit der Sickerwasserverlagerung unterhalb des Wurzelraumes (nach: RENGGER, 2002)

Klima	Niederschlagsmenge und -verteilung ¹
	Klimatischer Verdunstungsanspruch ¹
Boden	Bodenart, Humusgehalt, Lagerungsdichte ^{1,2} (nutzbare Feldkapazität ¹ , Feldkapazität ¹)
	Lage im Gelände (Relief, Exposition) ¹
Nutzung	Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Durchwurzelungstiefe, Wasseraufnahme) ¹
	Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung ¹
¹) = Einfluss auf die Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung	
²) = Einfluss auf den Wassergehalt bei Feldkapazität	

Der Vorteil dieses Verfahrens liegt im handhabbaren Datenbedarf und einer Anpassung an Boden, Klima und Nutzung entsprechend des Charakters des Einzugsgebietes. Die Methode lässt keine jahreszeitliche Differenzierung zu. Durch die jährliche Sickerwasserberechnung wird nur der winterliche Sickerwasserstrom beschrieben. Durch Starkregenereignisse im Sommer kann es mitunter zu Oberflächenabfluss und

Sickerwasserfluss durch Makroporen kommen. Beides berücksichtigt der Ansatz nicht.

Wie Untersuchungen im Weiherbachprojekt belegen, ist der Anteil des Oberflächenabflusses im Hinblick auf die Höhe der Grundwasserneubildung zu vernachlässigen. BEUDERT (1997, S. 70) bilanzierte im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs den Oberflächenabfluss in den Jahren 1991 bis 1994 mit einem durchschnittlichen Anteil von 4,5 % am gesamten Abfluss (1991: 2 %; 1992: 3,7 %; 1993: 2,3 % und 1994: 10,1 %). Dabei werden die Anteile der befestigten und unbefestigten Flächen zum Oberflächenabfluss zusammengefasst. In trockenen Jahren von 1991 bis 1993 ist davon auszugehen, dass die Abflussanteile überwiegend von befestigten Flächen kommen, der Abfluss von unbefestigten Flächen ist unbedeutend. Im nassen Jahr 1994 hingegen, ist auch mit Abflussanteilen von unbefestigten Flächen zu rechnen. Auch bei der von EISELE (2003) berechneten Wasserbilanz für ein Einzugsgebiet im Schwarzwald auf Basis flächenhaft verfügbarer Daten liegt der Direktabfluss mit einem mittleren Anteil von 2,2 % am Gesamtabfluss (1987 bis 1996) bei vergleichbaren Werten.

In das Verfahren gehen Sommer- und Winterniederschläge ein. Da gemäß der Fragestellung die Sickerwasserverlagerung in der vegetationslosen Periode mit den Nmin-Daten verknüpft werden sollen, erfolgt die Berechnung auf Basis der Niederschläge des Sommers und denen des darauf folgenden Winters. Die Sickerwasserperiode wird demnach vom April eines Jahres bis zum März des folgenden Jahres definiert. Die Berechnung der Sickerwasserraten erfolgt jährlich.

Zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrats wurden die Daten aus den Bodenkarten (siehe Kapitel 3.2.3) herangezogen. Diese berücksichtigen bereits die Lagerungsdichte, den effektiven Wurzelraum und die organische Substanz (GLA, 1993, S. 5). Die Böden sind mit Ausnahme der Auenbereiche nicht beeinflusst vom Grundwasser. Im Untersuchungsgebiet steht das Grundwasser überwiegend tiefer als 3 m an. Die kapillaren Aufstiegsraten gelten für Bereiche, in denen das Grundwasser weniger als 2 m unter der Untergrenze des Wurzelraums ansteht.

Bei der Regressionsgleichung für die Berechnung der Sickerwasserrate für Ackerland wurde die Fruchtart Wintergetreide ohne Zwischenfrucht zugrunde gelegt. Für andere Fruchtarten gelten die folgenden Korrekturen zur Tiefenversickerung:

Sommergetreide	+30 mm/a,
Kartoffeln	+20 mm/a,
Zuckerrüben	-10 mm/a und
Getreide mit Zwischenfrucht	-30 mm/a.

Flächenmäßig dominieren Winterweizen, Sommergerste, Mais und Zuckerrüben das Ackerland zu über 80 %. Von diesen Kulturarten wird im Untersuchungsgebiet ein Anteil zwischen 30-90 % in Mulchsaat (KERN, 2003) angebaut. Bei der Mulchsaat erfolgt die Bestellung der Hauptfrucht in die Pflanzenreste der Vorfrucht, wodurch eine ganzjährige Bodenbedeckung gegeben ist. Da bei einer ganzjährigen Bodenbedeckung die Tiefenversickerung weder mit dem konventionellen Anbau von z.B. Getreide noch mit dem Anbau von Zwischenfrüchten zu vergleichen ist, wird davon ausgegangen, dass die Korrekturen für die Tiefenversickerung z.B. bei Getreide zwischen der mit und ohne Zwischenfrucht liegen und daher nicht berücksichtigt werden müssen.

Im Untersuchungsgebiet zeichnen sich die Gewässer durch starke Eintiefungen aus (siehe Kapitel 3.1.3), die bei den Nebenbächen zwischen 1-2 m erreichen und beim Kraichbach unterhalb Unteröwisheim sogar bei bis zu 3 m liegen können. Auch wenn die bewaldeten Auenbereiche mit Sicherheit vom kapillaren Aufstieg beeinflusst werden, können diese Aussagen bereits für die angrenzenden Ackerflächen nicht mehr eindeutig getroffen werden. Es wurde daher darauf verzichtet im Untersuchungsgebiet kapillare Aufstiegsraten festzulegen. Im Hinblick auf die sehr hohen Feldkapazitäten, die in den gewässernahen Bereichen vorzufinden sind, wäre das Ergebnis relativ gesehen nur geringfügig beeinflusst worden.

Die Grundwasserbildung unter Wald wird nur für Nadelwald und nicht für Laubwald berechnet. Nach RENGER & STREBEL (1980) liegt die Grundwasserneubildung bei Laubwald zwischen der von Grünland und Nadelwald. Zudem hängt die Höhe der Interzeption u.a. von Baumart, -alter und der Bestandsdichte (GROSSMANN & LANGE, 1999) ab. Des weiteren liegen keine Angaben zum Mischwaldanteil im Untersuchungsgebiet vor. Wie in Abbildung 5–8 zu sehen ist, liegt die Differenz der Grundwasserneubildung zwischen Grünland und Wald insgesamt bei 10 %. Es wird daher davon ausgegangen, dass bei einem Waldanteil zwischen 17-27 % im Untersuchungsgebiet die Grundwasserneubildung durch die Anwendung der Regressionsgleichung für Nadelwald nicht nennenswert beeinflusst wird.

4.2.2 Plausibilisierung

Die Plausibilität dieser theoretischen Ergebnisse soll gebietsübergreifend geprüft werden. Ein theoretischer Ansatz von DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980) geht von der Überlegung aus, dass in einem Einzugsgebiet der Niederschlag zum Gebietsabfluss in einem charakteristischen Verhältnis steht. Wird das langjährige Niederschlags- und Abflussmittel gegeneinander aufgetragen und durch diesen Punkt eine Aus-

gleichsgerade der Steigung 1 gelegt, entspricht diese Gerade ungefähr dem Abflussverhalten ($\pm 10\%$) der Flüsse Mitteleuropas (ebd.). Damit vergleichbar sind die berechneten, flächengewichteten jährlichen Sickerwasserraten, die den entsprechenden Jahresniederschlägen gegenübergestellt werden. Zusätzlich wird noch ein Vergleich mit den realen Abflussdaten des Untersuchungsgebietes vom Pegel Ubstadt der Jahre 1990 bis 2001 aus den gewässerkundlichen Jahrbüchern hinzugezogen (LFU, 1991 bis 2002). Die Abflussdaten werden dem Betrachtungszeitraum (April bis März Folgejahr) entsprechend angepasst und wiederum den Niederschlagsdaten gegenübergestellt.

Der Vergleich von flächenspezifischen Sickerwasserraten ist anhand von Daten aus dem Weiherbach möglich. Dazu werden die empirisch Daten der Jahre 1990 bis 1994 einer Testfläche im Weiherbacheinzugsgebiet den mit dem Verfahren berechneten Ergebnissen auf derselben Fläche gegenübergestellt.

4.3 Ermittlung der Nitratbewegung in der ungesättigten Zone

4.3.1 Bestimmung der Austauschhäufigkeit

Für die Berechnung der Nitratkonzentration wird der Austauschfaktor des Bodenwassers innerhalb eines Jahres ermittelt. Er beschreibt welcher Anteil des Bodenwassers durch neu hinzusickerndes Niederschlagswasser verdrängt wird. Dazu wird die Sickerwasserrate ins Verhältnis gesetzt zum pflanzenverfügbaren Wasser:

$$AF = \frac{Q_{BAS}}{W_{pfl}} \quad (\text{Gleichung 4-7})$$

mit AF Austauschfaktor
 Q_{BAS} Basisabfluss bzw. Grundwasserneubildung [mm/a]
 W_{pfl} pflanzenverfügbares Wasser [mm/a]

Je geringer die Sickerwassermenge im Verhältnis zum vorhandenen Wasserspeicher im Boden ist, desto länger dauert es, bis das Bodenwasser ausgetauscht wird. Wird der Austauschfaktor mit 100 multipliziert, erhält man die prozentuale Austauschhäufigkeit. Bei schweren Böden mit hoher Speicherkapazität und geringem Niederschlag

und entsprechend geringer jährlicher Sickerwasserbildung können jährlich nur 2 % ausgetauscht werden (KNOBLAUCH ET AL., 1999). In leichten Böden liegen die Austauschhäufigkeiten bei 100 % und darüber, d.h. das Bodenwasser wird innerhalb eines Jahres komplett durch neu hinzudrängendes Sickerwasser ausgetauscht.

Besonders bedeutend ist die Austauschhäufigkeit für die Berechnung der Nitratkonzentration. Hohe Austauschhäufigkeiten verringern die Nitratkonzentrationen durch den Verdünnungseffekt.

4.3.2 Berechnung der Nitratkonzentration

Zur Berechnung der Nitratkonzentration werden der Stickstoffgehalt im Boden, der Austauschfaktor und die Grundwasserneubildung herangezogen. Der Stickstoffgehalt im Boden wird durch die N_{min} -Daten dargestellt:

$$C_{BAS,N} = \frac{N_{min} \cdot AF \cdot 100}{Q_{BAS}} \quad (\text{Gleichung 4-8})$$

- mit $C_{BAS,N}$ Nitratkonzentration im Basisabfluss [mg N/l]
 N_{min} mineralisierter Stickstoffgehalt im Boden [kg N/(ha·a)]
AF Austauschfaktor
 Q_{BAS} Basisabfluss bzw. Grundwasserneubildung [l/(m²·a)]

4.3.3 Betrachtung der Verlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer

Die Grundvorstellung der Methode von RENGER (2002) ist, dass ein Boden aus feinkörnigem Lockermaterial, wie die mächtigen Lössböden mit tief liegendem Grundwasserspiegel, das ganze Jahr über einen Wassergehalt nahe Feldkapazität haben. Die Verlagerungstiefe errechnet sich entsprechend, indem die jährliche Sickerwasserrate durch den Wassergehalt bei Feldkapazität dividiert wird. Es wird angenommen, dass der Boden in der ungesättigten Zone homogen ist und vergleichbar mit dem Oberboden.

$$T = \frac{Q_{BAS}}{Fk} \quad (\text{Gleichung 4-9})$$

mit	T	Verlagerungstiefe [dm/a]
	Q_{BAS}	Basisabfluss bzw. Grundwasserneubildung [mm/a]
	Fk	Wassergehalt bei Feldkapazität [mm/dm]

Schließlich kann anhand der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone und der Verlagerungstiefe des Sickerwassers die Aufenthaltsdauer abgeschätzt werden.

$$A = \frac{T_{Bod,unges.}}{T} \quad (\text{Gleichung 4-10})$$

mit	A	Aufenthaltsdauer [a]
	$T_{Bod,unges.}$	Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone [dm/a]
	T	Verlagerungstiefe [dm/a]

4.3.4 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse der Berechnung der Grundwasserneubildung, der Nitratkonzentration und der Verlagerungstiefe wird nach RENGER (1992) durchgeführt. Der prozentualen Veränderung der einzelnen Eingangsterme werden die prozentualen Auswirkungen auf die entsprechenden Ergebnisse gegenübergestellt.

4.4 Analyse der Grundwasserüberwachungsdaten

4.4.1 Hydrochemische Beschreibung der Grundwässer

Anhand der chemisch-physikalischen Parameter können Grundwässer charakterisiert werden. Dabei dient die Gesamtkonzentration der gelösten Inhaltsstoffe der Klassifizierung. Zur Darstellung der Analysen wird ein Säulendiagramm gewählt und die mittleren Hauptionen-Gesamtkonzentrationen von Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und HCO_3^- aller Brunnen und Grundwassermessstellen nebeneinander aufge-

führt, mit der eine Klassifikation vorgenommen werden kann. Im Kraichgau lassen sich nach ACKERMANN (1998, S. 23) drei Gruppen von Grundwässern unterscheiden:

- Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Wässer mit Lösungsinhalten unter 800 mg/l,
- Calcium-Sulfat-Hydrogencarbonat-Wässer mit Lösungsinhalten bis zu 3.000 mg/l, bei denen Sulfat mit bis zu 1.400 mg/l das dominierend Anion ist, und schließlich
- Natrium-Chlorid-Wässer mit Gesamtmineralisationen bis zu 40.000 mg/l, die bei den Brunnen im Untersuchungsgebiet keine Rolle spielen.

Zur Auswertung von geochemischen Untersuchungen werden die Konzentrationsangaben in Äquivalentkonzentrationen (meq/l) umgerechnet. Die Äquivalentkonzentration ist die Stoffmengenkonzentration bezogen auf Äquivalente, d.h. die Anzahl der Mole von Äquivalentteilchen pro Liter Lösung (MORTIMER, 1987, S. 225). Nach MATTHEß (1994, S. 365) wird die Angabe in meq/l erhalten „durch Division der Ionen-Gehalte in mg/l durch die molare Masse von Äquivalent des jeweiligen Ions. Die molare Masse von Äquivalent (Äquivalentmasse) ist die molare Masse dividiert durch die Wertigkeit des Ions.“

$$c_{eq} = \frac{c_{Konz} \cdot z}{M} \quad \text{(Gleichung 4-11)}$$

mit	c_{eq}	Äquivalentkonzentration [meq/l]
	c_{Konz}	Konzentration des Ions [mg/l]
	M	molare Masse [g/mol]
	z	stöchiometrische Wertigkeit des Ions

Die Berechnung der Äquivalentkonzentrationen ermöglicht die Gegenüberstellung der Hauptionen im direkten Vergleich. FURTA & LANGGUTH (1967) benutzten sog. Vierstoffdiagramme zur qualitativen Charakterisierung der Wässer nach Kennzahl-Intervallen. Die Gegenüberstellung hier erfolgt in zwei Dreiecksdiagrammen (Ca^{2+} , Na^+/K^+ , Mg^{2+} und HCO_3^- , NO_3^- , Cl^-/SO_4^{2-}) nach ACKERMANN (1998, S. 103) und ermöglicht ebenfalls, Unterschiede in den Ionenkonzentrationen festzustellen.

Erhöhte Chlorid-, Sulfat- und Nitratgehalte können Folge von Düngungsmaßnahmen sein. Chlorid ist Bestandteil von Mineräldüngern (z.B. von Kaliumchloriddüngern), Sulfat kann sowohl über Dünger eingetragen werden, bis vor 20 Jahren aber auch

verstärkt über die atmosphärische Deposition (WILLMS ET AL., 2005). Eine Korrelation dieser Ionen soll über das relative Verhältnis der Ionen zueinander einen Hinweis auf mögliche Eintragsquellen geben. Weiterhin wird untersucht, ob es räumliche Unterschiede im Ionen- und Nitratgehalt der Grundwässer der verschiedenen Brunnen und Grundwasser gibt.

4.4.2 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserqualität

Nach GABRIEL & ZIEGLER (2003) können anhand von jährlichen Ganglinien der Grundwasserstände hydrodynamische Typen unterschieden werden. Dazu zählen Neubildungs- oder Speisungsgebiete, in denen es zur Grundwasserneubildung kommt. In den Transit- oder Durchflussgebieten findet nur verminderte Grundwasserneubildung statt, das Wasser wird in Richtung der Entlastungsgebiete weitergeleitet. Die Entlastungsgebiete sorgen für die Exfiltration des regionalen Grundwasserstroms, wobei ein direkter Zufluss zum Gewässer erfolgen kann.

Im Untersuchungsgebiet liegen keine Grundwasserstände vor, die eine Einteilung anhand von Ganglinien ermöglichen. Ein Rückschluss auf die hydrodynamische Situation vor Ort kann dennoch aufgrund der Hydrogeologie vollzogen werden. SOMMER ET AL. (2000) untersuchten Grundwasserströmungen und Stoffwandlung in Flussauen in Thüringen, die von ihrem geologischen Aufbau vergleichbar sind mit denen des hier untersuchten Gebietes. Es handelt sich ebenfalls um „quartäre Talsedimente, die von Keuper unterlagert werden“. Die Autoren beschreiben die Keuperböden als Speisungsgebiete, den Gipskeuper als Transitgebiet und die Aue als Entlastungsgebiet des regionalen Grundwasserstroms. Im Untersuchungsgebiet sind es die Lössböden, die als Speisungsgebiete fungieren. Oberflächennah fließt das Grundwasser in den Lössböden, etwas tiefer im Gipskeuper den Auenbereichen zu (Kapitel 3.1.4). Durch den seitlichen Zufluss des Grundwassers in die Auenbereiche sowie dem Zufluss von tieferem Grundwasser nach oben, wird ein gespannter Grundwasserleiter erzeugt, der das Grundwasser von unten in die Auensedimente drückt.

Der Stoffstrom folgt dem Grundwasserstrom vom Speisungs- zum Entlastungsgebiet. Ob der Stoffstrom jahreszeitlichen Schwankungen oder jährlichen Trends unterliegt, soll anhand der Entwicklung der Nitratkonzentrationen und Temperaturschwankungen untersucht werden. Böden unterliegen dem jahreszeitlichen Einfluss, dem Aufwärmen und Abkühlen. In flachen Grundwasserkörpern spiegeln sich diese Kurvenverläufe gedämpft wieder. In tieferen Grundwasserkörpern hingegen herrschen im Allgemeinen stabile Temperaturbedingungen (GABRIEL & ZIEGLER, 2003). Regelmä-

ßige Konzentrationsschwankungen der Wasserinhaltsstoffe können mit zuströmendem Wasser während der Sickerwasserperiode zusammenhängen. Ein Trend zur Verringerung der Nitratkonzentrationen in Grundwasser könnte beispielsweise auf eine Verminderung der Einträge zurückgeführt werden.

4.5 Vergleich der Modellergebnisse mit Monitoringdaten

Die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser werden den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser der Trinkwasserbrunnen gegenübergestellt. Daraus soll zunächst eine Beurteilung der Qualität der Modellergebnisse erfolgen. Unterschiedliche Größenordnungen der Nitratkonzentrationen können einen Hinweis auf eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone geben. Anhand der chemisch-physikalischen Parameter und der gelösten Inhaltsstoffe soll weiterhin geprüft werden, ob eine Denitrifikation in der ungesättigten bzw. gesättigten Zone stattgefunden hat.

Der qualitative Vergleich der beiden Datensätze erfolgt an den Messstellen der Trinkwasserbrunnen. Dementsprechend müssen die Modellergebnisse in einen punktuellen Wert überführt werden, um sie den Brunnendaten gegenüber stellen zu können. Dafür werden die kleinräumig berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als Mittelwerte räumlich und zeitlich wie folgt aggregiert:

Räumlich werden die Daten in der Ausdehnung der Wasserschutzgebiete zusammengefasst. Ausgehend von der Überlegung, dass die Festlegung der Wasserschutzgebiete der Trinkwasserbrunnen das jeweilige Einzugsgebiet umfasst aus denen das Grundwasser zuströmt.

Die zeitliche Aggregation berücksichtigt die unterschiedlichen Fließzeiten, die das Sickerwasser vom Eintritt in die ungesättigte Bodenzone bis zum Übertritt ins Grundwasser benötigt. Die Bewegung des Sickerwassers erfolgt nicht kontinuierlich als gleichmäßige Front, sondern stellt eine Mischung aus schneller und langsamer fließenden Anteilen dar.

Die Nitratsituation im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelter Zone bildet einen jährlichen Wert ab, die Nitratkonzentration im Grundwasser hingegen stellt den Zustand gedämpft nach bzw. für einen mehrjährigen Zeitraum dar. Deswegen wird die zeitliche Aggregation der Sickerwasserkonzentrationen über den Zeitraum der berechneten Verlagerungszeit des Sickerwassers vorgenommen (siehe Kapitel 4.3.3). Die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone bzw. die Tiefe des Grundwasserspiegels wird dabei mit der Brunntiefe angenommen.

Daten zu Grundwasserständen oder regionale Informationen in Form von Grundwassergleichen liegen nicht vor. Daher können keine quantitativen Aussagen über die Grundwasserneubildung abgeleitet oder eine Beschreibung des mengenmäßigen Zustands vorgenommen werden.

4.6 Technische Realisierung

Die Verschneidung der gebietsspezifischen Informationen erfolgt in ArcView®. Die Berechnung der Grundwasserneubildung, Austauschhäufigkeit, Nitratkonzentration und Verlagerungstiefe wird in Excel durchgeführt. Dazu wurden die verschnittenen Daten mit Raumbezug aus ArcView® in Excel exportiert. Zur räumlichen Darstellung können die Ergebnisse dann wieder in ArcView® importiert werden.

Zur Verschneidung der Landschaftsinformationen müssen Vektor-Daten ins „Shape“-Format überführt werden. Durch die Verschneidung kleinräumiger Informationen sowie die Formatumwandlung entstehen häufig Splitterpolygone. Das sind kleinste Polygone, die im Bezug zu ihrer Größe wenig Informationsgehalt besitzen und die Anzahl der Datensätze erheblich vergrößern. Daher wird eine Größe definiert, unter der die Polygone mit den benachbarten größten Polygone zusammengefasst werden. Bei der Hangrichtung und Hangneigung wird der Schwellenwert der Splitterpolygone auf 30 m² festgelegt, da die Generierung auf dem digitalen Höhenmodell beruht, das ein Raster von 30 m² aufweist. In den weiteren Schritten wird der Schwellenwert auf 20 m² herabgesetzt, um die Bodeninformationen kleinräumig beizubehalten.

Zur Auswertung der Ergebnisse werden einfache Methoden zur beschreibenden Statistik angewendet (STAHEL, 1995). Für eine weitergehende Wahrscheinlichkeitsrechnung ist die Anzahl der Stichproben nicht ausreichend.

Die Beschreibung eindimensionaler Daten erfolgt anhand der Kennzahlen für eine quantitative Stichprobe wie arithmetischer Mittelwert, Median, Standardabweichung, Variationskoeffizient und Spannweite (Min-, Max-Wert).

Zur Beschreibung mehrdimensionaler Daten wird als Kennzahl die Korrelation angewendet, die die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen beschreibt. Liegt ein Kausalzusammenhang vor, werden die Daten auf den Wirkungszusammenhang genauer untersucht. In der Regression wird dann zwischen einer Ausgangsgröße und einer Zielgröße unterschieden. Damit ist auch eine Aussage über künftige Beobachtungen erlaubt. Das Gesamtmaß für den Zusammenhang zwischen X und Y in der ganzen Stichprobe heißt Korrelation.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Bodenstickstoffhaushalt

5.1.1 Stickstoffgehalte im Herbst und Frühjahr

Zur Abbildung des Bodenstickstoffhaushaltes werden die Nmin-Daten herangezogen. Dazu wird zunächst der Verlauf der herbstlichen Nmin-Daten über die Jahre sowie die Verteilung auf die einzelnen Bodenschichten im Herbst und Frühjahr untersucht. Damit soll festgestellt werden, ob sich im Laufe der Jahre ein Trend eingestellt hat oder sich eine Nitratverlagerung im Boden über Winter durch eine Abnahme der Nmin-Werte vom Herbst zum Frühjahr erkennen lässt.

Abbildung 5-1 zeigt die mittleren Nmin-Herbstwerte (gesamt, 0-90 cm) von 1989 bis 2005 und die mittleren Nmin-Herbstwerte mit Standardabweichungen der drei flächenmäßig dominierenden Fruchtarten ohne Zwischenfrüchte in den Wasserschutzgebieten.

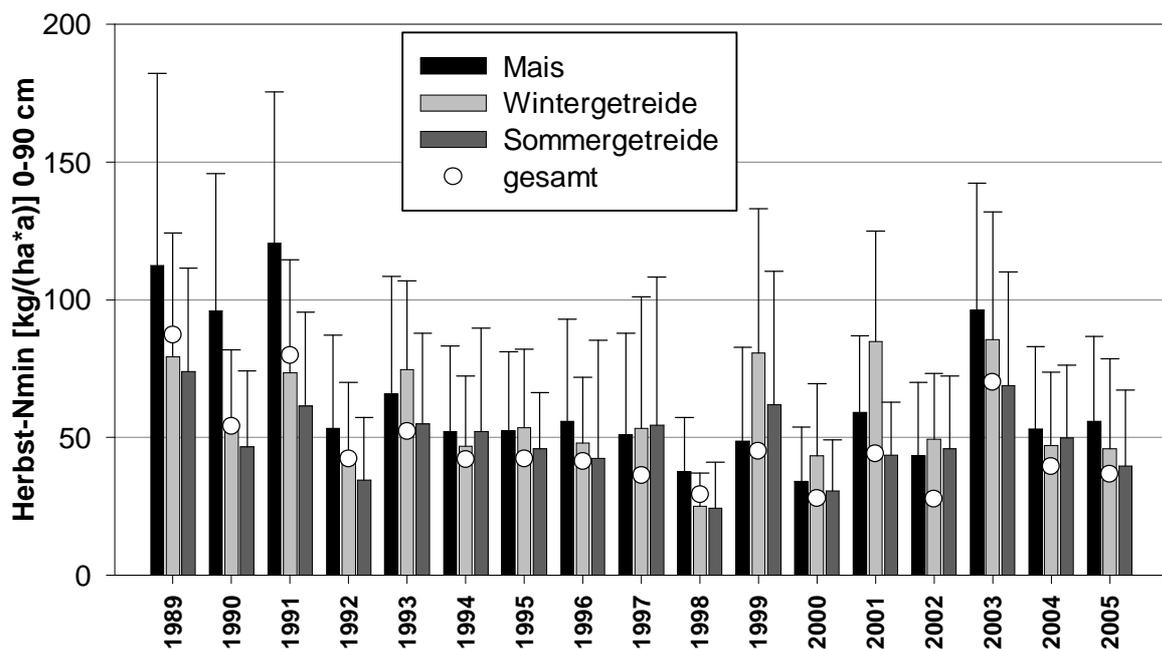


Abbildung 5-1 Jährliche Nmin-Herbstmittelwerte (0-90 cm) und Standardabweichungen, 1989 bis 2005

In den ersten drei Jahren des Untersuchungszeitraums liegen die Mittelwerte von Mais mit 110 ± 12 kg N/(ha-a) in den Wasserschutzgebieten deutlich über denen von Getreide, ab 1992 gleichen sich die Werte an. Besonders beim Mais zeigen sich zwischen 1989 bis 1991 hohe Bodenstickstoffgehalte hoher Variabilität. Ab 1992 sinken die N-Gehalte und die Standardabweichungen aller Kulturen deutlich. In den letzten

Jahren, etwa ab 1999, steigen die N_{min}-Werte wieder an bzw. alternieren zwischen höheren und niedrigeren Mittelwerten. Der Mittelwert aller Daten (in der Abbildung „gesamt“) folgt dem Trend der einzeln dargestellten Fruchtarten. Die herbstlichen N_{min}-Werte pendeln sich ab 1992 auf einen Wert von ca. 41 ± 10 kg/(ha·a) ein.

Stärkere Abweichung gibt es durch witterungsbedingte Einflüsse; trockene Sommer hemmen das Pflanzenwachstum und reichern Stickstoff im Oberboden an (2003), in besonders nassen Jahren (1998) kommt es durch stärkeren Entzug der Pflanzen, Denitrifikation und Auswaschungen zu geringen Bodenstickstoffgehalten. Auf den ersten Blick können die Unterschiede in der Höhe der N_{min}-Werte weder eindeutig auf die Fruchtart noch auf das Jahr zurückgeführt werden. Das wird in den weiteren Auswertungen unten noch genauer untersucht.

Auffällig ist die hohe Variabilität der N_{min}-Werte aller Fruchtarten. Der Variationskoeffizient (Verhältnis Standardabweichung zu Mittelwert) liegt zwischen 0,43 (Wintergetreide 1993) und 1,01 (Sommergetreide 1996), d.h. die Standardabweichungen betragen zwischen 43-101 % des Mittelwertes. Bei Mais ist der Koeffizient mit durchschnittlich 0,72 etwas höher als bei Wintergetreide mit 0,62 oder bei Sommergetreide mit 0,65.

Es lässt sich feststellen, dass sich durch die veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen in den Wasserschutzgebieten eine, wenn auch nicht konstante, Verringerung der N_{min}-Werte abzeichnet (siehe auch Kapitel 6.3). Der leichte Anstieg gegen Ende des Untersuchungszeitraums kann auf ein höheres Mineralisierungspotential zurückzuführen sein (siehe auch Kapitel 6.2). Die hohen Standardabweichungen zeigen das große Umsetzungspotential im Stickstoffhaushalt und die Bewirtschaftungsunterschiede bei allen Kulturen. Im Speziellen werden bei Mais zu Beginn des Untersuchungszeitraums die höchsten Gehalte gemessen und auch die höchste Standardabweichung berechnet, da er gegenüber Düngung unempfindlicher reagiert als andere Kulturen und deswegen häufiger der Gefahr einer Überdüngung unterliegt.

In der Literatur wird die hohe Streuung der N_{min}-Daten ebenfalls vielfach beschrieben. KETELSEN ET AL. (2003) erachten die Aussageschärfe als in der Regel kaum schärfer als ± 20 %. Nach KÖHLER (2002) liegt die Irrtumswahrscheinlichkeit sogar > 45 % und auch GIEBEL ET AL. (2006) untersuchte die kleinskalige Variabilität auf zwischen 35-45 %. Während bei GIEBEL ET AL. (2006) Lössböden im Vordergrund standen, erstreckten sich die Untersuchungen von KETELSEN ET AL. (2003) und KÖHLER (2002) auf Löss- und Sandböden. RICHTER ET AL. (1984) führten, um die Aussagesicherheit der N_{min}-Werte zu überprüfen, speziell Untersuchungen auf den als relativ homogen angesehenen Parabraunerde-Lössböden durch. Nach seinen Messungen schätzt er den Streubereich der N_{min}-Messungen bei 10-15 kg

N/(ha-a-90cm) ab. Bei einem N_{min}-Wert von 45 kg N/(ha-a) würden ± 10 kg N/(ha-a) ungefähr 20 % entsprechen und sich mit den Aussagen von KETELSEN ET AL. (2003) decken. Auch die Ergebnisse aus den hier durchgeführten Untersuchungen von 41 ± 10 kg/(ha-a) lassen sich mit Streuungen von 25 % einreihen.

Um zu erkennen, ob die Nitrattiefenverteilung besondere Strukturen erkennen lässt, wird die Verteilung der N_{min}-Gehalte über die einzelnen Bodenschichten betrachtet. Die Nitratgehalte im Boden werden in drei Tiefen ermittelt (0-30, 30-60 und 60-90 cm). Die Verteilung der Stickstoffgehalte über die einzelnen Bodenschichten sind von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich (ohne Abbildung). Die Stickstoffgehalte können gleichmäßig verteilt sein oder aber es tritt ein Maximum in einer der drei Schichten auf. Die Untersuchungen sowohl über die gesamten Datensätze als auch drei Fruchtarten (Mais, Winter- und Sommergetreide ohne Zwischenfrüchte) lassen kein gleichmäßiges Verteilungsmuster erkennen (ohne Abbildung). Es gibt allerdings Unterschiede im Variationskoeffizienten in den einzelnen Bodenschichten. Die oberste Schicht weist mit 0,58 den geringsten Variationskoeffizienten auf, gefolgt von der mittleren Schicht mit 0,67 und der unteren mit 0,75.

Obwohl kein Stickstoffverteilungsmuster in den einzelnen Bodenschichten auftritt, das auf eine Nitratauswaschung hindeutet, können die unterschiedlichen Variationskoeffizienten verschiedenen Ursachen haben. Die relativ gesehen geringere Streuung in der obersten Schicht könnte durch eine gleichmäßige Zufuhr (Düngung, Mineralisierung) gegenüber einem gleichmäßigen Verbrauch (Pflanzenwachstum) bzw. Abfuhr (Denitrifikation, Immobilisierung, Auswaschung) bedingt sein. Die mittlere Schicht wird noch durch den Entzug vom Wachstum und die Auswaschung beeinflusst, aber bereits nicht mehr durch die Denitrifikation, die verstärkt in der obersten Bodenaufgabe stattfindet, daher die bereits etwas höhere Streuung. Die untere Schicht wird nur noch von der Auswaschung aus den beiden oberen Schichten beeinflusst, da der Verbrauch oder Abbau untergeordnet ist, dies hat eine entsprechende höhere Variabilität der Stickstoffgehalte zur Folge.

KETELSEN ET AL. (2003) führten in ihren Untersuchungen die jährlichen Unterschiede im Profil hauptsächlich auf die Unterschiede in der obersten Bodenschicht (0-30 cm) zurück, die N_{min}-Werte der unteren beiden Bodenschichten sind in den Untersuchungen deutlich geringer und weniger variabel. Vergleichbare Aussagen lassen sich im Untersuchungsgebiet nicht treffen.

Das Verhalten des Bodenstickstoffgehalts über Winter wird anhand eines Vergleichs der Herbst- und Frühjahrsdaten untersucht. Zur Beurteilung der Entwicklung der Nitratgehalte im Boden über Winter in diesem Untersuchungsgebiet sind die mittleren

Jahreswerte in Abbildung 5-2 von Herbst 1993 bis Frühjahr 2005 chronologisch abgebildet. Dabei ist zu beobachten, dass die Nmin-Frühjahrsdaten immer über den herbstlichen Nmin-Daten liegen. Insgesamt ist von einer Nettomineralisierung auszugehen, die Mineralisierungsprozesse überwiegen die zeitgleich ablaufenden Prozesse des Abbaus und der Verlagerung mengenmäßig.

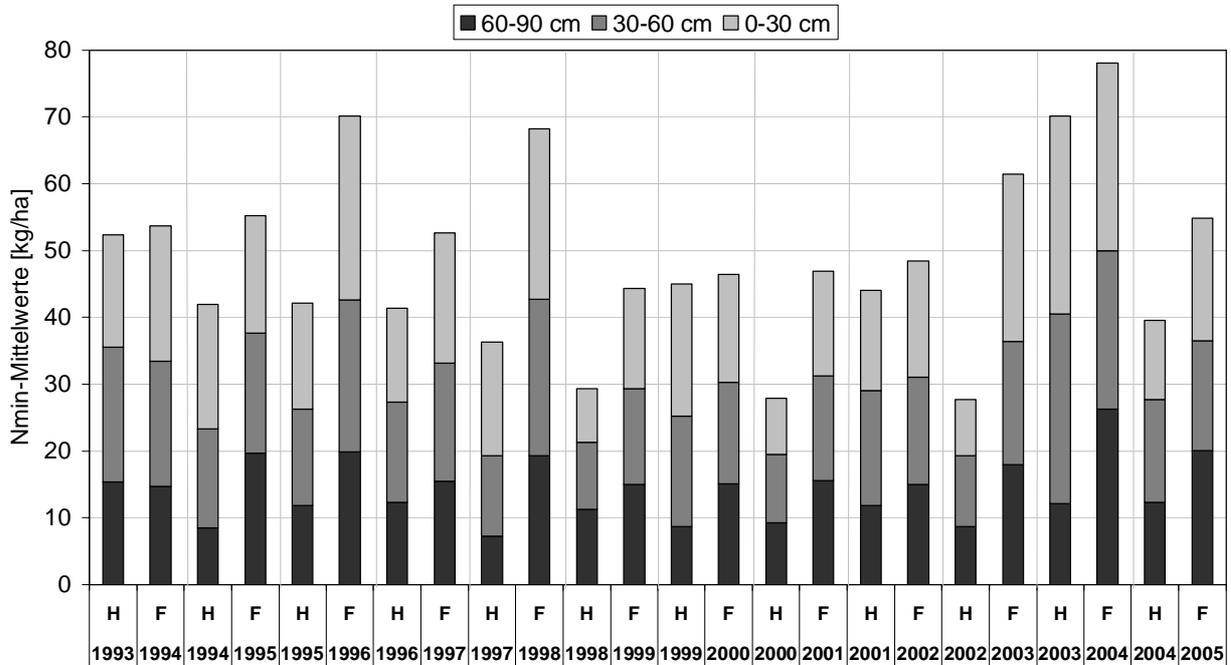


Abbildung 5-2 Mittlere Nmin-Werte aus Herbst (H) und Frühjahr (F), chronologisch, 1993 bis 2005

Die Zunahme der N-Gehalte verteilt sich beinahe gleichmäßig über alle drei Schichten. Ausnahmen gibt es in den beiden oberen Schichten, in der Schicht 0-30 cm kommt es in den Wintern 1994/95, 1999/2000 und 2003/04 zu einer leichten Abnahme der N-Gehalte im Vergleich zu den vorangegangenen Herbstdaten und in der mittleren Schicht sind es die Jahre 1993/94, 1999/2000, 2001/02 und 2003/04. Die unterste Schicht verzeichnet bis auf das erste Jahr durchgängig Zunahmen und gibt damit Hinweise auf eine N-Anreicherung durch Verlagerung.

Da es in den Einzeljahren, in denen es über Winter in den oberen beiden Schichten zu einer geringen Abnahme des N-Gehaltes kommt, nicht zu mengenmäßig vergleichbarer Zunahme in der untersten Schicht oder Verringerung der Gesamtschicht führt, scheinen Stickstoffumsetzungsprozesse parallel neben Verlagerungsprozessen stattzufinden. Nur in der unteren Schicht, in der es über Winter durchgängig zu einer Zunahme der Boden-N-Gehalte kommt, lässt sich die Nitratanreicherung durch Auswaschungsprozesse erklären. Wenn es sich um Nitratverlagerungen aufgrund von Auswaschungen handelte, müsste sich dies auch bei der Abhängigkeit der Nieder-

schlagsmenge in Form einer An- oder Abreicherung zeigen. Dies wird in Kapitel 5.1.4 untersucht.

KETELSEN ET AL. (2003) konnten eine fruchtartspezifische Korrelation zwischen den Nmin-Herbst- und -Frühjahrsdaten eines Jahres sowie zwischen den Nmin-Herbstwerten einzelner Jahren nachweisen. Gründe werden in einer schlagspezifischen Netto-Mineralisation gesehen, die sich durch langjährige Bewirtschaftungsmaßnahmen erklärt. SCHWEIGERT & ZIMMERMANN (2003) bildeten die Abhängigkeit der Nmin-Werte bis ins Frühjahr ab und begründeten sinkende Werte durch eine Nitrat Auswaschung aus der oberen in die untere Bodenschicht.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich durch die räumliche und zeitliche Betrachtung des Stickstoffhaushaltes in Form der Nmin-Werte keine Hinweise auf eine deutliche Nitrat- bzw. -anreicherung im Oberboden gezeigt werden kann. Das Nitratniveau in der Bodenschicht bewegt sich über den Betrachtungszeitraum auf durchschnittlich 49 ± 13 kg N/(ha-a).

5.1.2 Standortabhängige Einflüsse

Zu den Standorteffekten, die sich bestimmend auf die Höhe der Nmin-Daten auswirken, zählen die Bodenart und die nitratreduzierende Bewirtschaftungsweise in den Wasserschutzgebieten.

Die Auswertungen der Herbst-Nmin-Daten im Untersuchungsgebiet zeigen ebenfalls eine Tendenz zu höheren Nmin-Gehalten bei Böden mit höheren Tongehalten. Allerdings sind die Unterschiede bei den einzelnen Fruchtarten und Jahren nicht durchgängig. Grund ist möglicherweise eine Überlagerung der Einflüsse durch die Kulturen. Ein weiteres Problem ist die Datendichte: in den ersten beiden Jahren der Nmin-Probenahme 1989 und 1990 wird zwischen sandigem Lehm, Lehm und tonigem Lehm unterschieden und es gibt eine genügend große Anzahl von Datensätzen der verschiedenen Bodenarten. In den darauf folgenden Jahren, konzentrieren sich die Proben auf die Bodenart Lehm, so dass von vereinfachten und daher ungenauen Angaben zur Bodenart ausgegangen werden muss. Des Weiteren ist die Anzahl der Datensätze für eine Auswertung nicht mehr ausreichend. Eine Verschneidung der Bodenarten aus der Karte (BK 25) mit den Nmin-Werten kann nicht durchgeführt werden, weil die Probenahmestellen der Nmin-Werte nur mit der Gemarkung angegeben werden und keine genaue Lokalisierung möglich ist.

Untersuchungen aus der Literatur, die sich mit dem Vergleich der N_{min}-Daten unterschiedlicher Böden beschäftigt haben, kommen nur selten zu eindeutigen Ergebnissen. RÜCK & STAHR (1996) konnten lediglich zwischen Parabraunerden und Anmooren/Auenböden einen signifikanten Unterschied in den Mittelwerten nachweisen und führen dies auf den organischen Stickstoffanteil im Boden und die intensive Bewirtschaftung zurück. Auch für KETELSEN ET AL. (2003) stehen Standorteffekte für den Einfluss der historischen Bewirtschaftung eines Schlages, der sich auf die N-Nettomineralisation und damit auf den N_{min}-Wert auswirkt. In den SchALVO-Nitrat-Berichten (MLR, 1999, 2000, 2001), in denen die N_{min}-Werte von gesamt Baden-Württemberg jährlich ausgewertet wurden, weisen die Bodenarten ebenfalls nur geringfügige Unterschiede auf. Bis auf die Ausnahme der Moorböden, die wegen der günstigen Mineralisierungsbedingungen und der mächtigen Humushorizonte die höchsten Nitratgehalte aufzeigen.

In Abhängigkeit der Bodenart lassen sich im Untersuchungsgebiet also keine eindeutigen Unterschiede in der Höhe der N_{min}-Werte feststellen. Insgesamt können die Bodenbedingungen im Untersuchungsgebiet im Hinblick auf die mittleren bis hohen Speicherfähigkeiten als sehr ähnlich charakterisieren. Ein Standorteffekt der Bodenart auf den N-Gehalt im Boden ist daher vernachlässigbar.

Es wurden ebenfalls keine Unterschiede in der Höhe der N_{min}-Werte zwischen den Gemarkungen der Wasserschutzgebiete festgestellt. Standorteffekte zwischen den Gemarkungen könnten bedingt sein durch unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen.

Unterschiedliche Bewirtschaftungsmethoden liegen aber innerhalb und außerhalb der Wasserschutzgebiete (WSG) vor. Die Auswirkungen auf die Höhe der herbstlichen N_{min}-Daten wurden anhand von Daten aus dem Weiherbachprojekt (RITZ, 1996) untersucht. Da im Herbst nur N_{min}-Probenahmen innerhalb der WSG durchgeführt werden, liegen von Flächen außerhalb der WSG nur Daten aus dem Weiherbachprojekt vor. Innerhalb des Weiherbachprojektes wurden in dem ca. 6 km² Teileinzugsgebiet des Weiherbachs auf 53 Standorten in den Jahren 1989 und 1995 jährlich zwischen 4-10 N_{min}-Beprobungen durchgeführt. Es handelt sich dabei um ackerbaulich genutzte Flächen, die konventionell bewirtschaftet werden.

In Abbildung 5-3 werden die Mittelwerte der N_{min}-Daten der konventionell bewirtschafteten Flächen aus dem Teileinzugsgebiet des Weiherbachs den Werten der Wasserschutzgebiete aus dem Untersuchungsgebiet gegenübergestellt. Die Kurven verlaufen bis auf das Jahr 1989 beinahe parallel. Die N_{min}-Werte in den Wasserschutzgebieten liegen ab 1990 deutlich unter denen im Weiherbach. Im Jahr 1989 liegt die Differenz bei 5 kg N/(ha·a), danach zwischen 17-34 kg N/(ha·a) und durchschnittlich bei 23 kg N/(ha·a). Der Bewirtschaftungsunterschied der Flächen, der sich

bereits im zweiten Jahr nach Einführung der SchALVO (UM BW, 2001) mit deutlich geringeren Nmin-Werten innerhalb der WSG abzeichnet, lässt sich sehr gut erkennen.

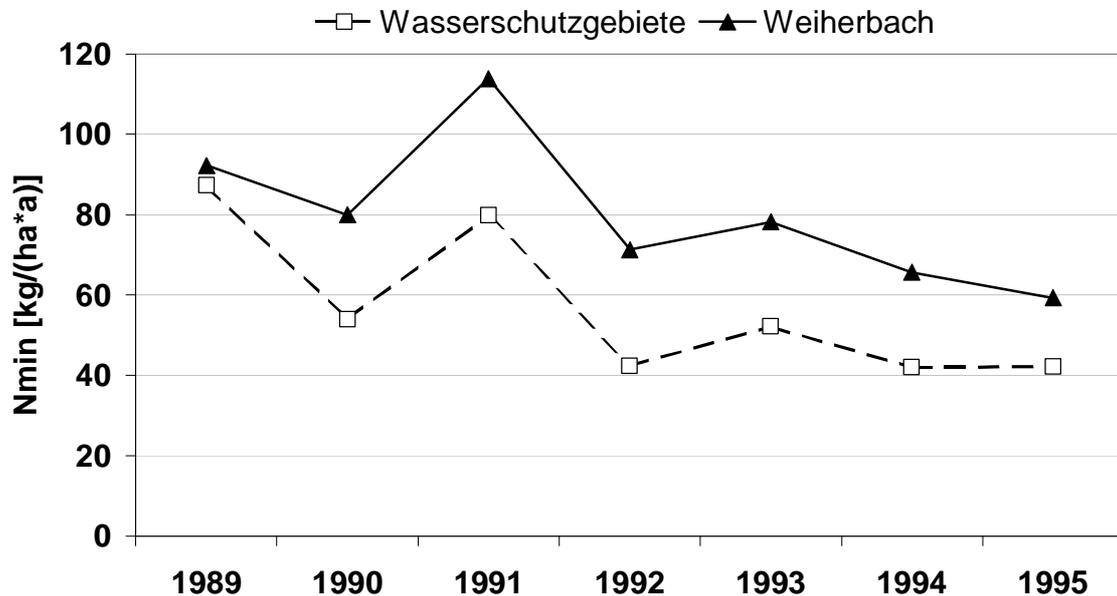


Abbildung 5-3 Jährliche Nmin-Mittelwerte aus dem Herbst innerhalb und außerhalb (Weiherbach) von Wasserschutzgebieten, 1989 bis 1995

Werden die Nmin-Daten aus dem Frühjahr verglichen, von denen Daten innerhalb und außerhalb der WSG vorliegen, sind die Unterschiede bei jährlicher Mittelung sowie Mittelung einzelner Fruchtarten über den gesamten Untersuchungszeitraum nicht eindeutig. Erst bei Aggregation einzelner Kulturen in zwei Zeitabschnitten, 1994 bis 1999 und 2000 bis 2005, konnten Unterschiede in der zweiten Untersuchungsperiode festgestellt werden (Abbildung 5-4). Der Datenvergleich wurde kulturspezifisch anhand der Nmin-Werte der drei Hauptkulturen Mais, Sommer- (Sg) und Wintergetreide (Wg) jeweils ohne Zwischenfrucht (oZfr) und mit Nichtleguminosen (Nleg) als Zwischenfrucht durchgeführt. In 2000 bis 2005 sind die Nmin-Werte der untersuchten Kulturen, mit Ausnahme von Sommergetreide ohne Zwischenfrucht, innerhalb der Wasserschutzgebiete niedriger als außerhalb. Die Differenzen liegen zwischen 4 kg N/(ha-a) (Mais ohne Zwischenfrucht) bis 26 kg N/(ha-a) (Sommergetreide mit Nichtleguminosen). Die Daten streuen mit Variationskoeffizienten zwischen 42-151 % stark und wurden deswegen nicht weiter statistisch ausgewertet. Auch anhand dieser Auswertung wird deutlich, dass sich eine veränderte Bewirtschaftungsweise auf eine Verringerung der Bodenstickstoffgehalte auswirkt.

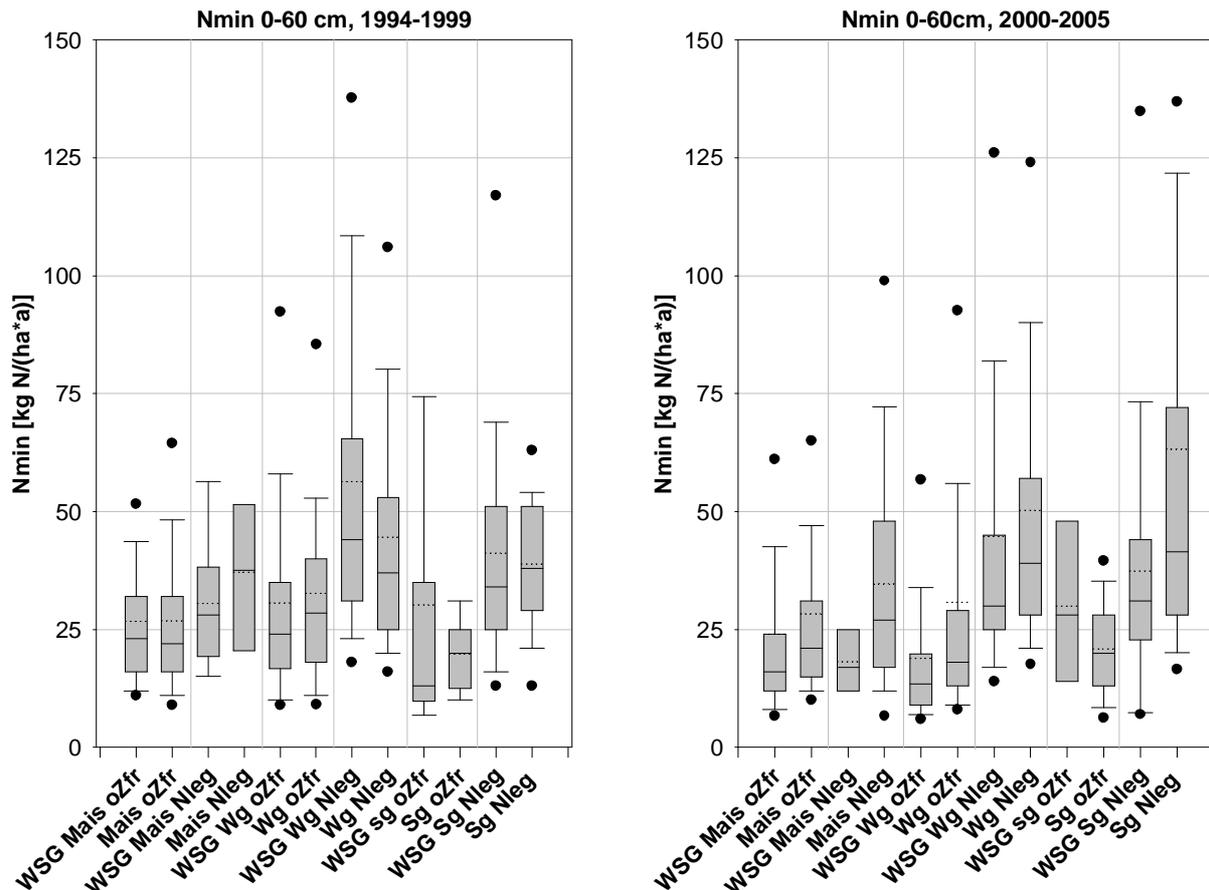


Abbildung 5-4 Nmin-Mittelwerte (Frühjahr) (0-60 cm) einzelner Fruchtarten innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten, 1989 bis 1995 und 2000 bis 2005

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich Standortunterschiede im Untersuchungsgebiet nur an den Bewirtschaftungsmethoden abzeichnen. Innerhalb von Wasserschutzgebieten konnten geringere Nmin-Daten nachgewiesen werden als außerhalb.

5.1.3 Standortunabhängige Einflüsse

Zu den standortunabhängigen Faktoren zählen die angebauten Kulturarten und der Anbau von Zwischenfrüchten. In der Regel sind Unterschiede zwischen den Kulturarten und dem Anbau von Zwischenfrüchten nachweisbar, wenngleich der Effekt zwischen einzelnen Jahren verwischen kann (siehe Abbildung 5-1).

Um einen Vergleich der Nmin-Gehalte zwischen den Fruchtarten und dem Anbau von Zwischenfrüchten zu ermöglichen, wurden die Nmin-Gehalte der Jahre 1989 bis 2005 als Box-Plots (5-, 10-, 25-Perzentil, Mittelwert (gepunktete Linie), Median, 75-, 90- und 95-Perzentil) in Abbildung 5-5 dargestellt. Um für die meisten Kulturarten genügend Datensätze zu erhalten, wurden alle Jahre zur Auswertung herangezogen.

Grünland zeigt neben den Getreidekulturen (Wintergetreide – Wg, Sommergetreide – Sg) mit Anbau von Nichtleguminosen (Nleg) als Zwischenfrucht die geringsten herbstlichen Nmin-Gehalte. Der Median, d.h. 50 % der Werte, liegt unter 18 bzw. 20 kg N/(ha·a). Körnerleguminosen, Kartoffeln und Gemüse (alle ohne Anbau von Zwischenfrüchten) haben mit 78, 85 bzw. 110 kg N/(ha·a) die höchsten Nmin-Werte. Spargel und Rebland (beide ohne Zwischenfrüchte) liegen mit 69 bzw. 76 kg N/(ha·a) darunter, streuen jedoch sehr stark, so dass das 95 %-Percentil bei 280 bzw. 260 kg N/(ha·a) liegt. Mais sowie Ölfrüchte und Getreidekulturen ohne Anbau von Zwischenfrüchten nehmen eine mittlere Position ein, die Nmin-Gehalte (Median) liegen zwischen 46-53 kg N/(ha·a). Rüben, Futterleguminosen (beide ohne Zwischenfrüchte) und Brache weisen Nmin-Gehalte von 30 kg N/(ha·a) auf.

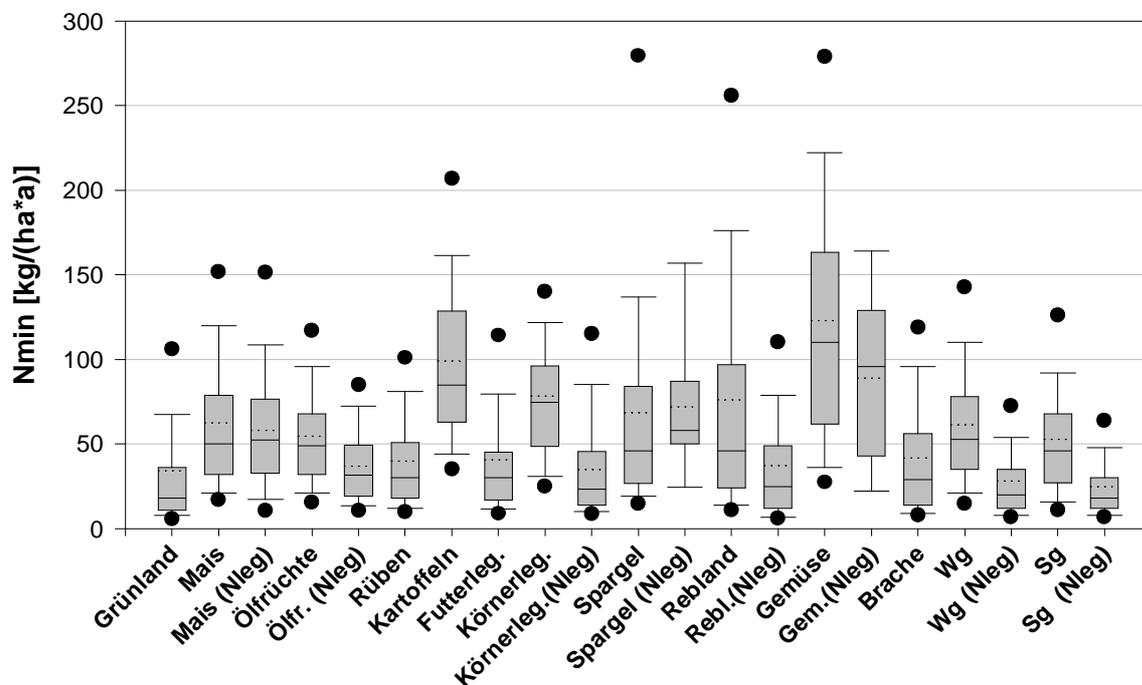


Abbildung 5-5 Boxplots der Nmin-Herbstwerte (0-90 cm) nach einzelnen Fruchtarten im Untersuchungsgebiet, 1989 bis 2005

Die in der Literatur beschriebenen Ergebnisse werden durch die Auswertungen teilweise bestätigt. So werden unter Grünland geringere Nmin-Gehalte als unter Ackerland nachgewiesen (RÜCK & STAHR, 1996; SIMON ET AL., 1988; MLR, 2000). Bei den Ackerfrüchten unterscheiden sich die Getreidearten nur unwesentlich, Mais und Hackfrüchte hingegen zeichnen sich meist durch höhere Herbst-Nmin-Gehalte aus (KETELSEN ET AL., 2003; HENNINGS & SCHEFFER, 2000). Problematisch sind Sonderkulturen wie Spargel und Gemüse mit den höchsten Nitratgehalten (SIMON ET AL., 1988; MAIDL & FISCHBECK, 1987). Durch den Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten kann der Herbst-Nmin-Gehalt reduziert werden (MLR, 2000); besonders bei ho-

hen herbstlichen Nmin-Gehalten (KETELSEN ET AL., 2003) oder dem Anbau von Leguminosen kann die Wirkung jedoch eingeschränkt sein.

Im Mittel beeinflussen also die Fruchtarten die Höhe des Nmin-Wertes und auch der Anbau von Zwischenfrüchten hat eine deutliche Nmin-reduzierende Wirkung. Bei den Ölfrüchten, Körnerleguminosen, Rebland und den Getreidearten kann durch den Anbau von Nichtleguminosen als Zwischenfrucht bzw. beim Rebland als Untersaat eine deutliche Minderung des Bodenstickstoffs im Herbst erzielt werden. Bei den Kulturarten mit höheren herbstlichen Nmin-Werten wie Mais, Spargel und Gemüse ist die Wirkung der Zwischenfrüchte nicht eindeutig.

5.1.4 Witterungseinfluss

Bei den bisherigen Betrachtungen konnten zwischen Kulturarten in einzelnen Jahren oder auch größeren Zeiträumen Unterschiede herausgestellt werden. Dennoch sind die Abweichungen zwischen den Jahren teilweise größer als zwischen den Kulturarten. Das bedeutet, dass als weiterer wichtiger Einflussfaktor die Witterung in Form von Niederschlag und Temperatur untersucht werden muss. Über die Höhe des Niederschlags können Aussagen zur Auswaschung gewonnen werden, höhere Niederschläge führen gegebenenfalls zu tieferen Nitratverlagerung. Die Temperatur gibt Hinweise über den Einfluss von Bodenumsetzungsprozessen.

Die Untersuchung der Niederschlagsabhängigkeit der Nmin-Herbstdaten wird auf Basis von Jahresmittelwerten, ohne Unterteilung nach Kulturarten, durchgeführt. Abbildung 5-6 zeigt die Abhängigkeit der Nmin-Werte vom Niederschlag. Die Betrachtung wurde sowohl getrennt nach den einzelnen Bodenschichten als auch für die gesamte Bodenschicht vorgenommen. Um der großen Wasserspeicherkapazität von Lösslehm Rechnung zu tragen, wurde die Niederschlagssumme ab Juni bis zur Probenahme im Oktober den Nmin-Werten gegenübergestellt. Der Wasserbedarf der Pflanzen ist in der Reifephase kurz vor der Ernte geringer als in der Wachstumsphase, zudem ist der Boden durchwurzelt und kann Niederschläge gut aufnehmen.

Zu sehen ist eine deutliche Abhängigkeit der Nmin-Werte vom Niederschlag, derart dass es mit zunehmenden Niederschlägen von Juni bis Oktober im Probenahmejahr zu einer Verringerung der herbstlichen Nmin-Gehalte im Boden kommt. Dies bestätigt auch der Korrelationskoeffizient, der für die gesamten Bodenschicht (0-90 cm) bei $r^2=0,74$ liegt. Das bedeutet, dass die Nmin-Werte der gesamten Bodenschichten zu 74 % vom Niederschlag abhängig sind. Auch für die getrennte Betrachtung der Bodenschichten sind die Auswirkungen des Niederschlags bei der oberen (0-30 cm)

und mittleren Bodenschicht (30-60 cm) mit Koeffizienten von $r^2=0,79$ bzw. $r^2=0,72$ eindeutig. Lediglich bei der unteren Bodenschicht lässt sich keine Abhängigkeit der Nmin-Werte von Niederschlägen nachweisen ($r^2=0,07$). Käme es in der unteren Bodenschicht zu einer Anreicherung der Nmin-Gehalte, müsste sich die in einer Zunahme der Nmin-Gehalte mit zunehmenden Niederschlägen abzeichnen. Da dies nicht der Fall ist, muss davon ausgegangen werden, dass die Verlagerung im Mittel bis unterhalb der Wurzelzone (> 90 cm) erfolgt.

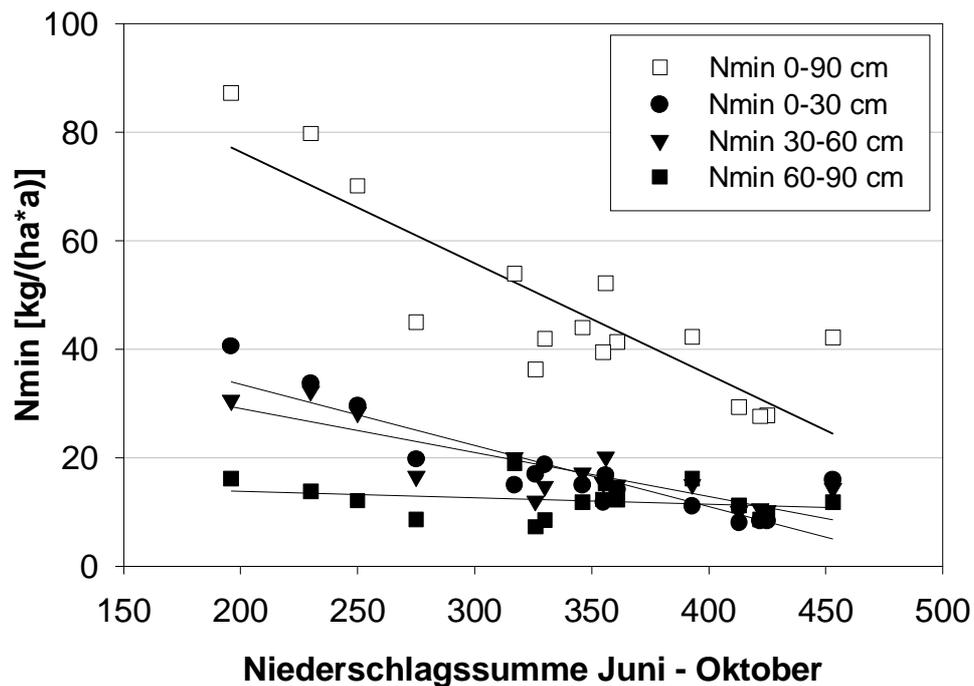


Abbildung 5-6 Korrelation der Nmin-Herbstwerte gegen die jährliche Niederschlagssumme von Juni bis Oktober

Die Niederschlagsabhängigkeit der Nmin-Frühjahrsdaten wurden analog geprüft (ohne Abbildung). Gegenübergestellt wurden die Niederschlagssummen von November, dem Beginn der Sickerwasserperiode, bis zum Probemonat Februar. Auch hier zeigt sich, dass die Niederschlagssumme von November bis März den Stickstoffgehalt in der gesamten Bodenschicht zu 85 % beeinflusst ($r^2_{0-90\text{ cm}}=0,85$, $r^2_{0-30\text{ cm}}=0,77$, $r^2_{30-60\text{ cm}}=0,86$ und $r^2_{60-90\text{ cm}}=0,64$) und die Nmin-Gehalte mit zunehmendem Niederschlag abnehmen.

Geprüft wurde auch die Abhängigkeit der Temperatur auf den herbstlichen Nmin-Wert (ohne Abbildung). Neben dem Bodenwassergehalt wirkt sich die Temperatur auf die Mineralisierungsprozesse im Oberboden aus. Mit zunehmender Temperatur kann eine höhere Stickstoffmineralisierung der Erntereste erwartet werden. Zur Abbildung der Regression wurde der Monat mit der flächenmäßig größten Ernteabfuhr

Juli gewählt. Die Mineralisation steigt ab diesem Zeitpunkt durch die auf dem Feld verbleibenden Pflanzenreste an. Die Abhängigkeit der herbstlichen Nmin-Werte von der mittleren Monatstemperatur im Juli liegt auf die gesamte Bodenschicht betrachtet bei 21 % ($r^2_{0-90\text{ cm}}=0,21$). Dabei weist die obere Bodenschicht den höchsten Korrelationskoeffizienten mit $r^2=0,27$ auf, bei der mittleren liegt er bei $r^2=0,2$. Eine Abhängigkeit der unteren Schicht von der Temperatur ist nicht gegeben. Auch die Witterungsabhängigkeit durch die Temperatur ist damit gegeben. Sie ist allerdings deutlich geringer als die des Niederschlags. Über Winter ist ein ähnlicher Effekt denkbar. Milde Winter führen zu einer höheren Nettomineralisierung und im Frühjahr zu höheren Nmin-Daten. Dies konnte durch eine entsprechende Regression nicht nachgewiesen werden.

Die Abhängigkeit der Nmin-Werte vom Bodenwassergehalt und vom Niederschlag wird von mehreren Autoren diskutiert. STICKSEL ET AL. (2001) weisen auf die Berücksichtigung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes bei der herbstlichen Bestimmung der Nmin-Werte hin. Abweichungen vom Schätzwert nach Analysenvorschrift führen besonders bei leichten Böden und geringer Niederschlagshöhe in trockeneren Jahren zu einer Überschätzung und bei feuchten Jahren zu einer Unterschätzung des tatsächlichen N-Gehaltes im Boden. Auch HOEFER ET AL. (2001) unterstreichen, dass die Aussagekraft des Herbst-Nmin-Wertes entscheidend vom optimalen Probenahmetermin abhängt. Dieser wird nach möglichst vollständiger Erfassung der N-Mineralisation am Ende der Vegetationszeit mit Beginn der Sickerwasserperiode gesehen, also bei vollständiger Sättigung des Bodens. KETELSEN ET AL. (2003) führen klimatische Einflüsse für die beträchtliche Unterschiede zwischen den Jahreswerten an, indem sie einen sehr engen Zusammenhang der Niederschlagshöhe vor dem Probenahmetermin nachweisen.

SCHWEIGERT (2003) untersuchte die Witterungsabhängigkeit von Nmin-Werten mittels multipler Regressionen. Er konnte statistisch absichern, dass die Nmin-Werte im Herbst mit zunehmendem Niederschlag während der Vegetationsperiode sinken. Zudem stellte er eine Temperaturabhängigkeit im Herbst fest, mit der die Nmin-Gehalte mit steigender Temperatur zunehmen.

Es lässt sich festhalten, dass die Nmin-Werte im Herbst und Frühjahr niederschlagsabhängig sind. Die Abhängigkeit beruht auf der Auswaschung des Bodenstickstoffs und der Verlagerung in tiefere Bodenschichten. Die Auswaschung kann besonders in den beiden oberen Bodenschichten anhand der abnehmenden Nmin-Werte mit zunehmenden Niederschlagssummen nachgewiesen werden. Da in der unteren Schicht keine Nitrat- oder -abreicherungen zu beobachten sind, muss davon ausgegangen werden, dass die Auswaschung bis unterhalb der durchwurzelten Zone erfolgt. Dafür spricht auch, dass sich ab Niederschlagssumme über 350 mm die Ni-

tratgehalte der drei Bodenschichten annähern bzw. eine vergleichbare Höhe aufweisen. Das im Boden überschüssige Nitrat ist ausgewaschen und es stellt sich ein Gleichgewicht im Bodenwasser zwischen den an- und abreichernden Stickstoffhaushaltsprozessen ein.

Über die Temperaturabhängigkeit der Nmin-Werte sollte der Einfluss von Stickstoffumsetzungsprozessen im Boden untersucht werden. Wie die Ergebnisse zeigen, lässt sich ein Teil der Zunahme durch diesen Effekt erklären. Für Mineralisierungsprozesse im Sommer sind aber auch die Bodenwassergehalte entscheidend und erklären daher keine größeren Abhängigkeiten. Ein Effekt, der sich im Winter auf die Mineralisation auswirkt, ist die sogenannte Frostgare, ein Wechsel zwischen Auftau- und Frostphasen. Nach STURITE ET AL. (2007) und LAMBERT (2003, unveröff.) gibt es Hinweise auf derartige Prozesse und die damit verbundenen hohen N-Mineralisationsraten von Pflanzenrückständen. Allerdings können diese Prozesse nicht durch Monatsmittelwerte sichtbar gemacht werden.

5.1.5 Darstellung der Nmin-Daten

Aus den Nmin-Bodengehalten im Herbst und der winterlichen Sickerwassermenge wird die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Die Auswertungen der standortabhängigen, -unabhängigen und witterungsbedingten Einflussfaktoren auf die Nmin-Werte (siehe Kapitel 5.1.2, 5.1.3, 5.1.4) dienen dazu, die Nitratgehalte möglichst genau räumlich und zeitlich zu beschreiben. Gleichzeitig muss die Anwendung der Daten in den weiteren Arbeitsschritten gewährleistet sein, da die räumliche Verteilung der Daten anhand der ATKIS-Daten im Geographischen Informationssystem erfolgen soll.

In den vorangegangenen Untersuchungen wurden die Auswirkungen von Standort-, Bewirtschaftungsfaktoren, Kulturarten- und Witterungseffekten auf die Nmin-Daten ausgewertet. Standortunterschiede treten im Untersuchungsgebiet nicht auf, da es sich um ein homogenes Einzugsgebiet handelt. Bewirtschaftungsunterschiede zeigen sich zwischen den Flächen innerhalb und außerhalb der Wasserschutzgebiete derart, dass die Nmin-Werte innerhalb der Wasserschutzgebiete geringer sind als die außerhalb. Deutlich sind auch die Unterschiede zwischen den Kulturarten und dem Anbau von Zwischenfrüchten. Die im Allgemeinen als „kritische“ Feldfrüchte bezeichneten Kulturarten wie z.B. Gemüse und Kartoffeln zeichnen sich auch hier durch hohe Nmin-Werten aus. Zwischenfruchteffekte können besonders bei den Hauptkulturarten wie Getreide zur Minderung des mineralisierten Bodenstickstoffs beitragen, bei Mais und Spargel allerdings ist der Effekt nicht nachzuweisen. Bei Be-

trachtung des Nmin-Verlaufs über den Untersuchungszeitraum zeigt sich aber auch, dass die jährlichen und damit witterungsbedingten Unterschiede höher sein können als die Unterschiede zwischen den Kulturarten innerhalb eines Jahres. Die Abhängigkeit der Nmin-Werte vom Niederschlag konnte mit 74 % beziffert werden, damit wird die Niederschlagshöhe als wichtigste Größe beschrieben.

In der Literatur werden die hier gemachten Ergebnisse bestätigt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Variabilität der Nmin-Werte und der Witterungseinflüsse den Einfluss von Standort- und Nutzungsfaktoren überdeckt. RÜCK & STAHR (1996) beschäftigten sich mit den vier Einflussfaktoren Probejahr, Bodentyp, Hauptfrucht und Bewuchs. Auf dem Niveau aller Faktoren war nur der Einfluss des Jahres signifikant. Signifikant niedrigere Nmin-Werte wurde nur bei Ackerland mit Herbstbegrünung gegenüber der Herbstbrache gefunden, ein Vergleich zwischen Grünland und Ackerland war wegen der standortabhängigen Nutzung nicht eindeutig. KETELSEN (2003) konnte aufzeigen, dass die Höhe des Nmin-Herbstwertes vom Jahr der Probennahme, der Vorfrucht sowie von der historischen Bewirtschaftung maßgeblich beeinflusst wird. Neben Fruchtart- und Standorteffekten erachtet er die witterungsbedingten Einflüsse wie die Niederschlagshöhe vor dem Termin der Probennahme als wichtig. Gleichzeitig rät er jedoch aufgrund der großen Variationen der Einflussfaktoren und der geringen Aussageschärfe des Einzelwertes von Einzelwertvergleichen ab. Auch bei den Nmin-Frühjahrsdaten überlagern sich die Effekte, so dass KRÄMER ET AL. (1999) innerhalb einer Bodengruppe zum Teil erheblich unterschiedliche Nmin-Gehalte vorfanden, selbst wenn die Vorfrucht gleich war. Auch auf Flächen gleicher Kulturart waren die Unterschiede sehr groß. Selbst eine Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen und vom Humusgehalt war nicht zu erkennen. Gute Aussagen hinsichtlich des Witterungseinflusses konnte SCHWEIGERT (2003) beschreiben. Mittels Regressionsmodellen wies er die Abhängigkeit des mineralischen Bodenstickstoffs landwirtschaftlich genutzter Böden von der Witterung in den Monaten vor dem jeweiligen Probenahmetermin nach. Durch die Abgrenzung der Witterungseinflüsse von den Nmin-Daten konnte er den Erfolg von Bewirtschaftungsmaßnahmen belegen.

Im nächsten Schritt erfolgt eine Übertragung der Untersuchungsergebnisse der Nmin-Daten auf die räumliche Information der Landnutzung. Die Landnutzungsinformation nimmt aber lediglich eine Unterteilung in die Hauptnutzungsarten Grünland, Ackerland, Sonderkulturen (Rebland) und Garten vor, somit können die einzelnen Fruchtarten nicht räumlich zugewiesen werden. Innerhalb der Hauptnutzung Ackerland dominiert in allen Gemeinden zu 82-89 % der Anbau von Getreide und Mais. Im Anbetracht des hohen Anteils der Kulturarten Getreide und Mais und der Tatsache, dass die Unterschiede der Nmin-Werte zwischen den Jahren größer sein können als zwischen den Kulturarten, wird für das Ackerland ein jährlicher, mittlerer Nmin-Wert

aller Fruchtarten zur Beschreibung des Nitratgehaltes im Boden herangezogen. Dieser Nmin-Wert fungiert als stoffliche Eingangsgröße für die weiteren Arbeitsschritte. Grünland und Sonderkulturen (Rebland) werden gesondert betrachtet, ebenfalls durch die jährliche Mittelung der entsprechenden Nmin-Daten. Unter Waldflächen wird pauschal ein Nmin-Wert von 20 kg N/(ha-a) angenommen. Die Flächen der Landnutzungen Ackerland, Grünland und Rebland außerhalb der Wasserschutzgebiete werden dabei, in Anlehnung an den Vergleich mit den Daten aus dem Weiherbachgebiet (siehe Kapitel 5.1.2), pauschal mit einem Aufschlag von 23 kg N/(ha-a) versehen.

In Tabelle 5-1 sind die Nmin-Werte entsprechend der Landnutzung und der Bewirtschaftung jährlich aufgelistet, die in die weiteren Berechnung zur Nitratkonzentration im Sickerwasser eingehen.

Tabelle 5-1 Mittlere Nmin-Werte [kg N/(ha-a)] der Landnutzungen inner- und außerhalb der Wasserschutzgebiete, 1990 bis 2005

Jahr	Normale Gebiete				Wasserschutzgebiet		
	Ackerland	Grünland	Rebland	Garten	Ackerland	Grünland	Rebland
1990	76	50	98	62	53	27	75
1991	99	54	129	149	76	31	106
1992	61	42	88	148	38	19	65
1993	74	50	88	73	51	27	65
1994	64	43	64	136	41	20	41
1995	67	77	50	124	44	54	27
1996	67	46	43	92	44	23	20
1997	59	34	61	74	36	11	38
1998	51	37	58	46	28	14	35
1999	66	41	85	66	43	18	62
2000	51	38	48	48	28	15	25
2001	67	64	61	81	44	41	38
2002	52	31	46	35	29	8	23
2003	85	32	123	104	62	9	100
2004	61	33	66	64	38	10	43
2005	58	35	67	56	35	12	44

5.1.6 Stickstoffbilanzüberschüsse

Die Stickstoffbilanzüberschüsse der landwirtschaftlichen Flächen im Untersuchungsgebiet wurden in FUCHS ET AL. (2004) berechnet. Innerhalb dieser Fragestellung kommen die Datensätze in den weiteren Arbeitsschritten nicht zum Einsatz. Sie sollen aber in einem direkten Vergleich den Nmin-Daten gegenübergestellt und auf einen eventuellen Zusammenhang geprüft werden (siehe Kapitel 5.1.7).

Die berechneten, flächengewichteten Stickstoffüberschüsse in den einzelnen Gemeinden sind in Tabelle 5-2 aufgeführt. Durch die getroffenen Annahmen resultieren positive Salden bzw. Stickstoffüberschüsse. Da die Bilanz nicht auf spezifischen Jahreswerten beruht, handelt es sich bei den Ergebnissen um durchschnittliche Werte.

Die Gemeinden Oberderdingen und Kürnbach weisen im Einzugsgebiet die höchsten N-Salden auf. Dort sind mit rund 0,6 GV/ha die Großvieheinheiten am höchsten. Die Stickstoffüberschüsse der Ackerflächen der übrigen Gemeinden liegen recht gleichmäßig zwischen 100-125 kg N/(ha-a). Nur die Auebereiche, die überwiegend mit Grünland und Obstplantagen bzw. Streuobstwiesen bewachsen sind, zeigen mit 50-75 kg N/(ha-a) deutlich niedrigere Überschüsse. Der Mittelwert über das gesamte Einzugsgebiet beträgt 103 kg N/(ha-a).

Tabelle 5-2 Flächengewichtete Stickstoffüberschüsse auf Gemeindeebene

Gemeinde	kg N/(ha-a)	Gemeinde	kg N/(ha-a)
Bretten	105	Östringen	96
Bruchsal	97	Sternenfels	89
Eppingen	103	Sulzfeld	90
Knittlingen	59	Ubstadt-Weiher	106
Kraichtal	103	Zaberfeld	105
Kürnbach	106	Zaisenhausen	104
Oberderdingen	111	Mittelwert	103

Die einzige Möglichkeit, die auf statistischen Daten beruhenden berechneten Überschüsse mit der Realität abzugleichen, sind reale Bilanzen. GAMER & ZEDDIES (2001) nahmen eine Auswertung von Hof-Tor-Bilanzen baden-württembergischer Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe vor. Aus den 15 Jahren von 1984/85 bis 1999/2000 wurden knapp 30.000 Betriebsabschlüsse berücksichtigt. Die Betriebe wurden in Abhängigkeit von Vergleichsgebiet und Betriebsform ausgewertet. Die für das Kraichbacheinzugsgebiet ermittelten N-Bilanzsalden als Durchschnitt der Jahre 95/96 bis 99/00

sind in Tabelle 5-3 aufgelistet. In den Bilanzen von GAMER & ZEDDIES (2001) wurden, im Gegensatz zu den hier erstellten, die Stickstoffeinträge aus der atmosphärischen Deposition von 19 kg N/(ha·a) nicht berücksichtigt.

Tabelle 5-3 N-Bilanzsalden nach Betriebsformen für die Haupterwerbsbetriebe (Quelle: GAMER & ZEDDIES (2001, S. 33))

Betriebsform	Saldo [kg N/(ha·a)]	Betriebsform	Saldo [kg N/(ha·a)]
Marktfrucht	52	Veredelung	124
Futterbau	96	Gemischt	73

Mit 52 % (1999) ist der Marktfruchtbetrieb im Landkreis Karlsruhe die häufigste Betriebsform, gefolgt von Dauerkulturen mit 29 % und 14 % Futterbau. Bei den hier berechneten Stickstoffüberschüssen wurde innerhalb der Gemeinden nicht nach Betriebsform unterschieden. Ein Vergleich kann nur über den Mittelwert erfolgen. GAMER & ZEDDIES (2001) berechneten für die gemischten Betriebe ein N-Saldo von 73 kg N/(ha·a), im Untersuchungsgebiet liegt der Mittelwert bei 103 kg N/(ha·a). Wird die atmosphärische Deposition, die bei den eigenen Berechnungen mit 19 kg N/(ha·a) angesetzt wurde, vom Mittelwert abgezogen, liegt der Wert mit 84 kg N/(ha·a) und damit 15 % über dem von den Autoren ermittelten. In der Gemeinde Oberderdingen mit einem überdurchschnittlichen Anteil der Futterbaubetriebe von 18 % (SLA, 2005), liegen die Stickstoffüberschüsse bei 105-111 kg N/(ha·a) und abzüglich der atmosphärischen Deposition (86-92 kg N/(ha·a)) 8 % über dem N-Saldo von den Autoren für Futterbaubetriebe. Insgesamt kann die Übereinstimmung mit den realen Bilanzen als gut bezeichnet werden.

BACH (1999) kommt in seinen bundesweiten Nährstoffbilanz-Berechnungen in der Region zu Stickstoffüberschüssen von 61-80 kg N/(ha·a) und liegt damit deutlich unter den hiesigen Ergebnissen und denen von GAMER & ZEDDIES (2001). Die Ergebnisse zeigen, dass eine Durchführung von Hof-Tor-Bilanzen auf regionaler Ebene zu recht unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann. Obwohl eine Auflösung der landwirtschaftlichen Daten unterhalb der Gemeindeebene nicht möglich ist, lassen sich dennoch regionale Eintragungsschwerpunkte auf Bundes- oder Landesebene gut herausarbeiten.

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse ist in Tabelle 5-4 aufgeführt. Die Änderung des N-Saldos ist in Abhängigkeit der Veränderung der Eingangswerte dargestellt. Der hier verwendete Ansatz zur Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse (Gleichung 4-2) sieht vor, dass der mineralische Dünger immer in Abhän-

gigkeit der Ertragserwartung vorgenommen wird. Eine Variation des mineralischen Düngers erfolgt daher indirekt über die Variation des aktuellen Ertrages.

Tabelle 5-4 Sensitivitätsanalyse N-Bilanzen

Veränderung des Eingangswerts um ± 10 %	Veränderung des N-Saldos [%]
N-Einträge	
Nmin	0 %
Mineralisation	$\pm 6,4$ %
Organischer Dünger	$\pm 1,5$ %
N-Austrag	
Ertrag	$\pm 31,4$ %

Erwartungsgemäß führt eine Änderung der Nmin-Daten nicht zu einer Änderung des N-Saldos, da davon ausgegangen wurde, dass die Werte voll auf den erwarteten Ertrag angerechnet werden. Die größten Auswirkungen hat der aktuelle Ertrag, er kann in Extremjahren (2003) bis zu 18 % (SLA, 2005) unter den Erwartungen liegen und damit ein zusätzliches Plus von durchschnittlich ca. 47 kg N/(ha-a) bedeuten.

Die verhältnismäßig geringen Veränderungen des organischen Düngers gegenüber dem N-Saldo sind ebenfalls methodisch bedingt. Neben einem Ausbringungsverlust von 20 % wird nur die Hälfte der Düngermenge auf den Bedarf angerechnet.

5.1.7 Nmin-Daten im Vergleich mit Stickstoffbilanzüberschüssen

Beide Datensätze, Nmin-Daten und Stickstoffbilanzüberschüsse, treffen Aussagen über überschüssige Stickstoffmengen im Oberboden, jedoch mit unterschiedlicher Datengrundlage. Die Nmin-Daten sind empirisch, die Bilanzen werden durch statistische Daten erstellt. Der Datenvergleich soll abklären, ob dennoch Zusammenhänge bestehen, die einen alternativen Einsatz beider Datensätze ermöglichen würde.

Angesichts der vielen Annahmen und Durchschnittswerte, die zur Bilanzierung getroffen wurden und der Einflüsse denen Nmin-Daten unterliegen, kann der Datenvergleich nur anhand der jährlichen Mittelwerte vorgenommen werden (Tabelle 5-5). Dazu werden die jährlichen Stickstoffbilanzen herangezogen, die entsprechend der Erträge angepasst werden. Dadurch liegen die N-Salden deutlich höher als die flächengewichteten Stickstoffüberschüsse auf Gemeindeebene in Tabelle 5-2.

Tabelle 5-5 Herbstliche Nmin-Daten (0-90 cm) [kg N/(ha-a)] und N-Salden [kg N/(ha-a)], 1989 bis 2005

Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
N-Min	87	54	80	42	52	42	42	41	36
N-Saldo	139	143	151	150	116	137	135	99	112
Jahr	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
N-Min	29	45	28	44	28	70	40	37	
N-Saldo	111	121	98	122	122	168	111	108	

Die Korrelation der beiden Datensätze zeigt eine Abhängigkeit der Nmin-Daten von den N-Salden von 46 % ($r^2=0,46$) (ohne Abbildung). Es lässt sich aus dem Vergleich der beiden Größen kein Verhältnis zueinander bestimmen, das eine Berechnung der Nmin-Daten aus den N-Salden ermöglichen würde oder umgekehrt. Die Daten bewerten unterschiedliche Dinge und können nicht in Bezug gesetzt werden (siehe auch Kapitel 2.3.4).

5.2 Grundwasserneubildungsrate

5.2.1 Klimatische Eingangsgrößen und Kenngrößen

Die Berechnung der Sickerwasserrate erfolgt jährlich. Die in die Berechnung eingegangenen Niederschlags- und Verdunstungswerte sind in Tabelle 5-6 aufgeführt.

Die rechte Spalte enthält die jährlich berechnete, durchschnittliche und flächengewichtete Sickerwasserrate für das gesamte Untersuchungsgebiet. Werden die Niederschlagsdaten des Untersuchungszeitraums mit den langjährigen Niederschlagsaufzeichnungen (1961-2004) verglichen, deren Mittel bei 791 mm liegt, zeigt sich ein vergleichbarer Mittelwert. Die Auswahl des Untersuchungszeitraumes ist also durchschnittlich.

Als besonders niederschlagsreiche Jahre sind die Jahre 1998 und 2000 zu erwähnen, in diesen Jahren wurden mit 365 bzw. 350 mm auch die höchste Grundwasserneubildungsrate kalkuliert. Die trockensten Jahre sind 1991 und 2003, hier führen die geringsten Niederschläge von 603 bzw. 586 mm und höchsten Verdunstungsraten (869 bzw. 903 mm) zu den geringsten Sickerwasserraten von 98 bzw. 82 mm. Die Sickerwasserrate wurde für den Zeitraum April bis März des Folgejahres berechnet.

Bei den aufgeführten Verdunstungsraten handelt es sich um die potentielle Evapotranspirationsdaten nach HAUDE (1955). Zur deren Berechnung sind die Messung der Parameter Lufttemperatur und relative Feuchte um 14 Uhr erforderlich. Da die Evapotranspiration über einem Pflanzenbestand nicht nur von meteorologischen Parametern abhängt, sondern auch die Pflanzenart und das Entwicklungsstadium eine Rolle spielen, wird diesem Umstand durch einen jahreszeitlich variierenden Koeffizienten Rechnung getragen. Bei der potentiellen Evapotranspiration wird von einer optimalen Wasserversorgung ausgegangen bzw. von der Nachlieferung aus hoch anstehendem Grundwasser. Dies erklärt die im Vergleich zu den Niederschlagsdaten teilweise höheren Werte. Die aktuelle Evapotranspirationsrate spiegeln diese Werte nicht wider, in die Berechnung geht nur ein Anteil von 12 bzw. 19 % der potentiellen Evapotranspiration mit ein.

Tabelle 5-6 Niederschlags- (N_{sJ}), Verdunstungsraten (E_{Haude}) und berechnete Sickerwasserrate (Q_{BAS}), 1990 bis 2003

Jahre	N_{sJ} [mm/a]	E_{Haude} [mm/a]	Q_{BAS} [mm/a]
1990	645	811	128
1991	603	869	98
1992	718	863	169
1993	840	804	278
1994	838	776	255
1995	820	657	232
1996	855	635	304
1997	674	785	142
1998	933	729	365
1999	813	756	267
2000	946	728	350
2001	888	778	318
2002	904	740	320
2003	586	910	82
Mittelwert (90-03)	790	774	236

Die flächendeckend berechnete mittlere Grundwasserneubildungsrate der Jahre 1990-2003 nach dem Verfahren von RENGER (2002) zeigt Abbildung 5-7. Auf einem Großteil der Fläche liegt die Grundwasserneubildungsrate mit 240-320 mm/a hoch. Es handelt sich hierbei um die Ackerflächen auf Pararendzinen aus Löss. Die hohe

Wasserspeicherkapazität dieser Böden gepaart mit einer durch landwirtschaftliche Nutzung geringen Verdunstung sorgt für hohe Sickerwasserraten. Die Kolluvialbereiche in den Tälern zeichnen sich durch niedrige und mittlere Sickerwasserraten aus, die auf eine hohe Wasserspeicherfähigkeit und die dort bewirtschafteten Grünflächen zurückzuführen sind, die eine höhere Verdunstung aufweisen als die Ackerflächen. Die Waldbereiche zeichnen sich ebenfalls sehr deutlich durch niedrige Grundwasserneubildung aufgrund von höherer Verdunstung ab (siehe Abbildung 3-3). Flächen mit sehr niedriger Grundwasserneubildung gibt es nicht. Unter den versiegelten Flächen, wie den Siedlungen, wurden keine Berechnungen durchgeführt, da sie für die folgenden Betrachtungen nicht relevant sind. Sehr hohe Sickerwasserraten befinden sich in den Bereichen, in denen der Gipskeuper angeschnitten wird und die Feldkapazitäten geringer sind. Diese sind an den Westflanken der Täler im gesamten Einzugsgebiet vereinzelt zu finden, besonders aber im Südosten, in dem zusätzlich die Schilfsandsteinformationen an die Oberfläche emportreten.

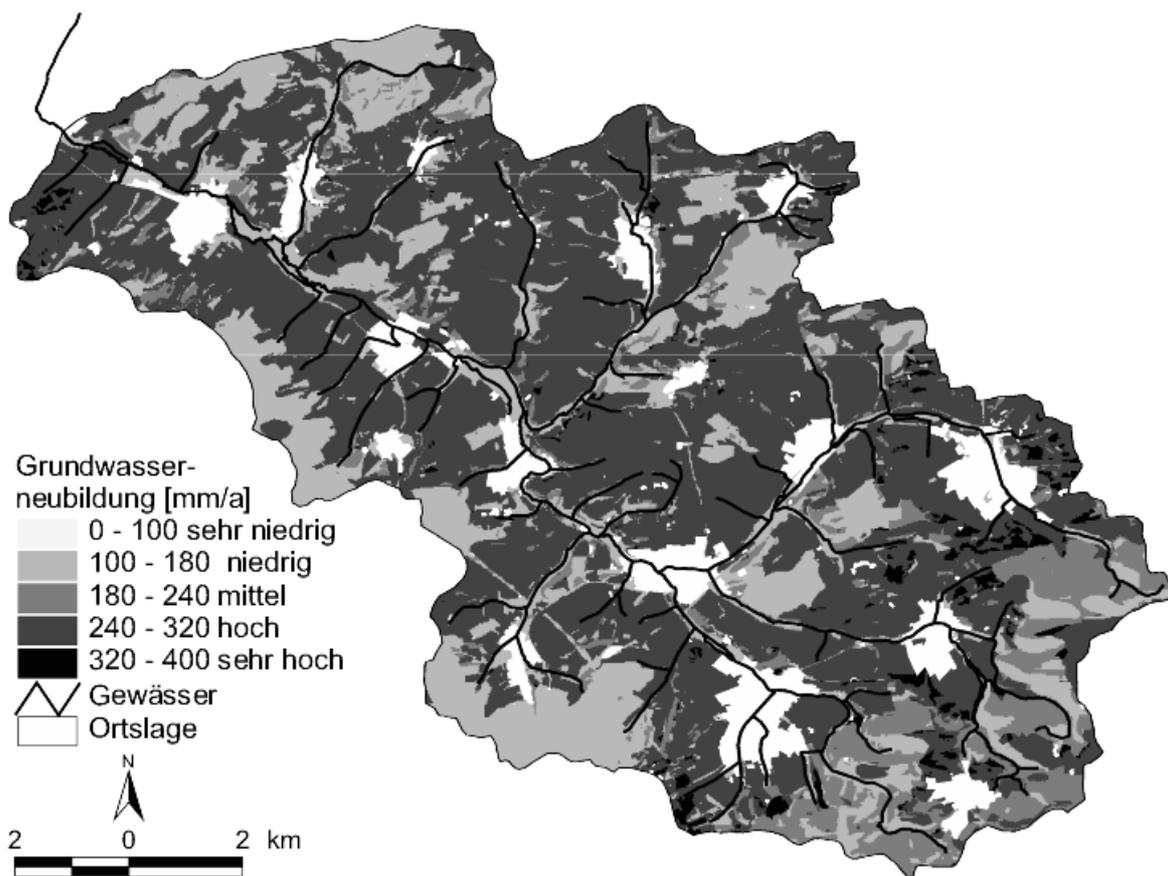


Abbildung 5-7 Berechnete Grundwasserneubildungsraten, 1990 bis 2003 im Untersuchungsgebiet

Die Sickerwassermenge wird entsprechend der Landnutzungen Acker, Grünland und Wald mit unterschiedlichen Gleichungen berechnet. Abbildung 5-8 zeigt die Ergeb-

nisse der Nutzungen im Betrachtungszeitraum im Vergleich. Unter Ackerland fällt in allen Jahre die höchste Sickerwassermenge an. In Abhängigkeit der klimatischen Verhältnisse bewegt sich die jährliche Grundwasserneubildungsrate zwischen 124-414 mm/a, im Mittel sind es 287 mm/a. Die Sickerwasserraten unter Grünland und Wald weisen nur geringe Unterschiede auf. Sie liegt unter Grünland im Mittel bei 185 mm/a und unter Wald bei 167 mm/a. Unter Grünland bewegt sie sich zwischen dem Minimum von 48 mm/a (2003) und dem Maximum von 317 mm/a (1998) und bei Wald zwischen 3 mm/a (2003) und 283 mm/a (2000).

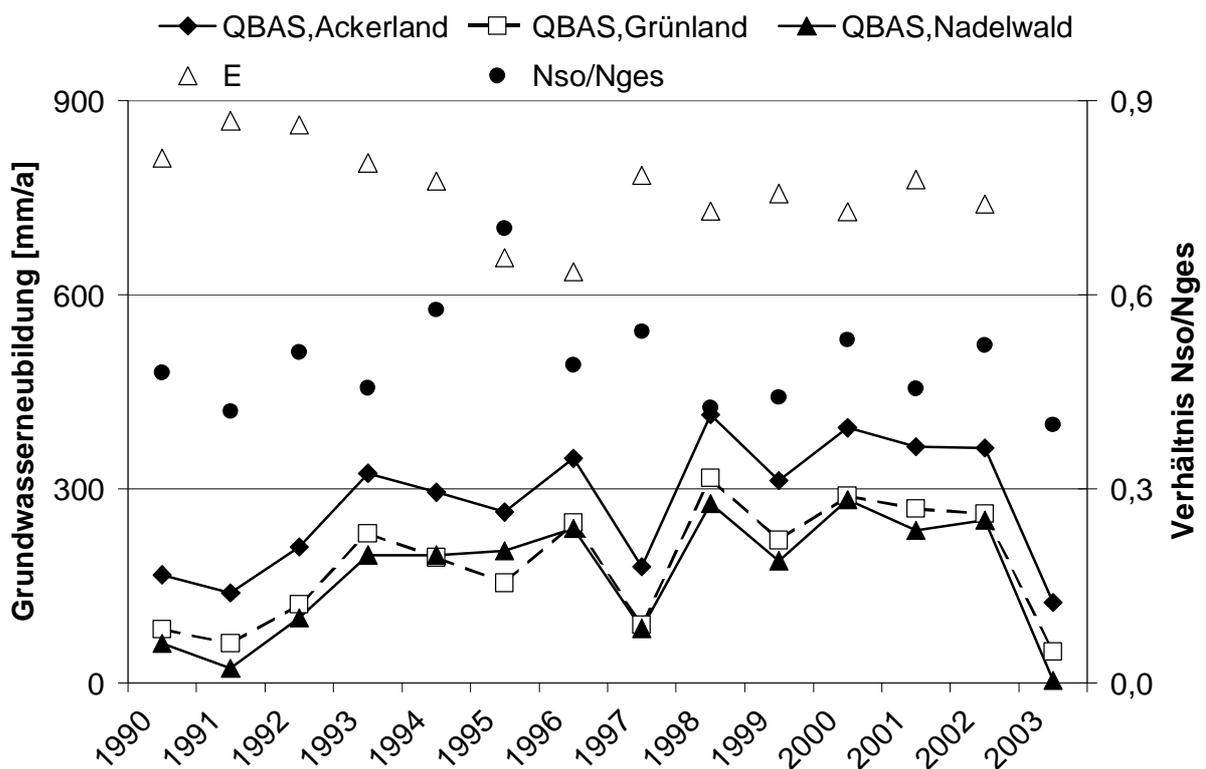


Abbildung 5-8 Berechnete Sickerwasserraten unter Acker, Grünland und Wald, Evapotranspiration und Verhältnis des Sommer- zum Gesamtniederschlag, 1990 bis 2003

Ein weiterer Faktor neben der Landnutzung, der einen großen Einfluss auf die Höhe der Sickerwasserrate ausübt, ist die Wasserspeicherkapazität des Bodens in Form der nutzbaren Feldkapazität. Abbildung 5-9 zeigt die berechneten, mittleren Grundwasserneubildungsraten der nutzbaren Feldkapazitäten unter Ackerland, Grünland und Wald. Wie erwartet sinkt die Sickerwasserrate mit zunehmender Feldkapazitätsgröße. Dies zeigt sich bei allen Landnutzungsformen. Im Verhältnis nimmt die Sickerwasserrate jedoch bei Grünland und Wald wesentlich stärker ab und ist auf die höhere Verdunstung zurückzuführen. Durch den höheren Bodenwassergehalt steht den Pflanzen mehr Wasser zur Verdunstung zur Verfügung. Der gesamte Mittelwert

liegt in der Größenordnung der Sickerwasserraten bei hohen nutzbaren Feldkapazitäten. Das bedeutet, dass bei Böden mit hoher nutzbarer Feldkapazität vorherrschen.

Der Ansatz, der zum berechnen der Sickerwasserraten gewählt wurde, bildet die Situation innerhalb des Untersuchungsgebietes in Abhängigkeit der bestimmenden Standortfaktoren Landnutzung und Boden gut ab. Dennoch soll in einem weiteren Schritt die Plausibilität der Höhe der Ergebnisse geprüft werden.

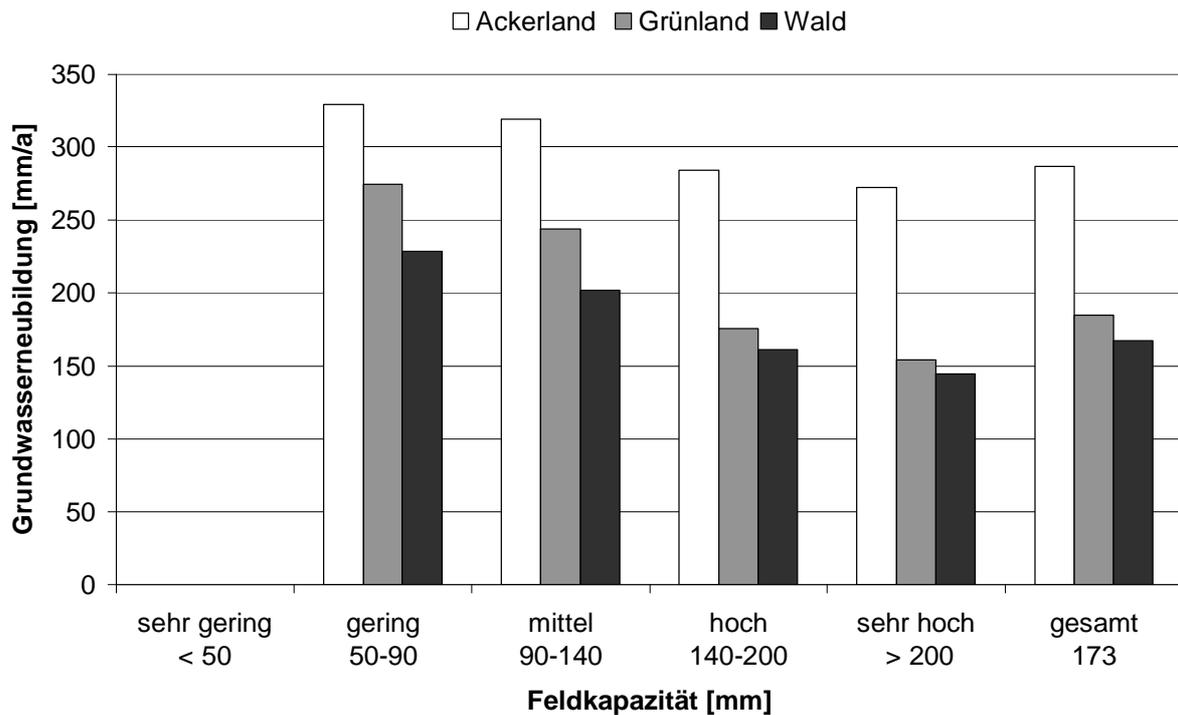


Abbildung 5-9 Grundwasserneubildung unter den Landnutzungsformen Ackerland, Grünland und Wald bei verschiedenen nutzbaren Feldkapazitäten

5.2.2 Plausibilisierung

Die Plausibilität der berechneten Sickerwasserergebnisse wird zunächst an einem gebietsübergreifenden Ansatz geprüft (DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980). In einem Einzugsgebiet steht der Niederschlag ($N_{s,J}$) zum Gebietsabfluss (Q_{Gebiet}) in einem charakteristischen Verhältnis, der wie folgt dargestellt werden kann. Das langjährige Niederschlags- und Abflussmittel werden gegeneinander aufgetragen (siehe senkrechte Gerade in Abbildung 5-10). Durch diesen Punkt wird eine Ausgleichsgerade der Steigung 1 gelegt („langjähriger $N_{s,J}$ - Q_{Gebiet} - Wert“). Diese Gerade beschreibt ungefähr das Abflussverhalten ($\pm 10\%$) der Flüsse Mitteleuropas (ebd.).

Das im Untersuchungsgebiet berechnete Abflussverhalten wird dargestellt, indem die jährlich berechneten flächengewichteten Sickerwasserraten gegen den jährlichen Niederschlag aufgetragen werden („ Q_{BAS} berechnet“). Die berechnete Gerade weist eine um 22 % flachere Steigung auf als die Ausgleichsgerade („langjähriger Ns_J - Q_{Gebiet} - Wert“). Im Untersuchungsgebiet erzeugen Niederschläge unterhalb des langjährigen Mittelwertes also einen höheren Abfluss als im allgemeinen Vergleich, hohe Niederschläge hingegen einen relativ geringeren. Eine Erklärung für ein derartiges Abflussverhalten könnte ein großer Speicher sein, der das Abflussverhalten dämpft. In niederschlagsarmen Jahren gibt der Speicher weiterhin gleichmäßig Wasser ab, in niederschlagsreichen Jahren wird das Wasser gespeichert.

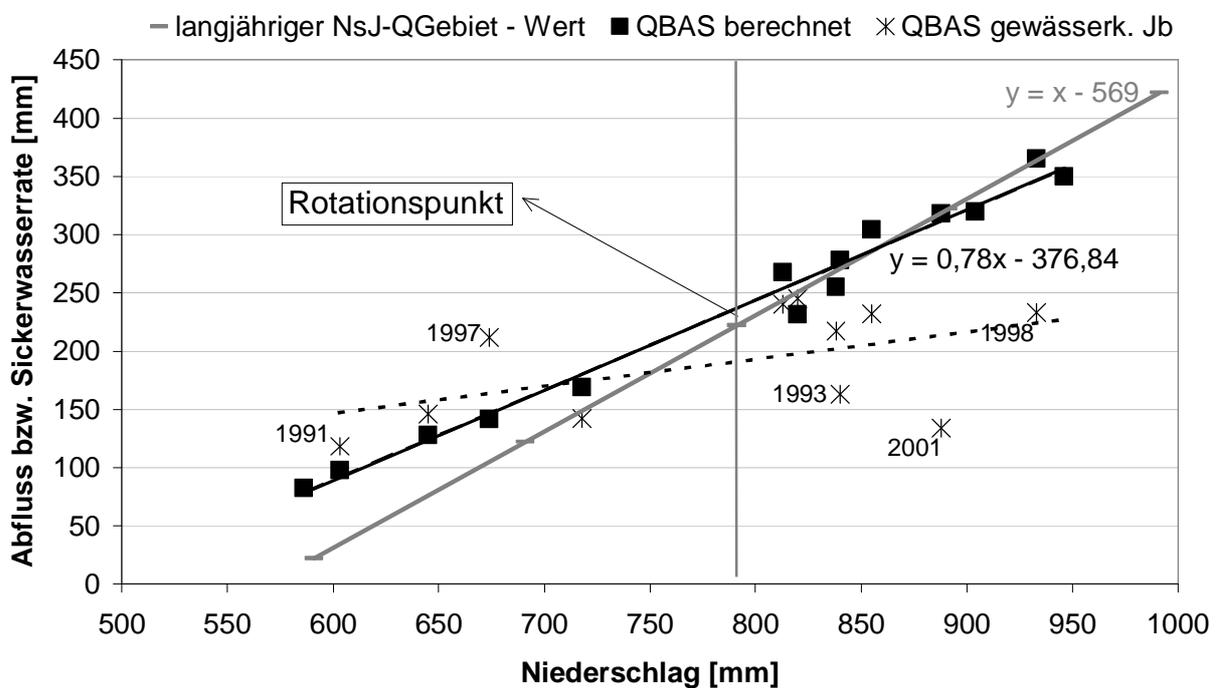


Abbildung 5-10 Abflussgerade des langjährigen Niederschlags- und Abflusswertes (aus: DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980), berechnete Sickerwasserrate und gemessene Pegelabflüsse gegen Jahresniederschlag

Um dieses Verhalten genauer zu betrachten, werden die jährlichen Abflüsse des Untersuchungsgebietes am Pegel Ubstadt („ Q_{BAS} gewässerk. Jb“) ebenfalls in Abbildung 5-10 gegen die Jahresniederschläge eingezeichnet. Die Daten stammen aus den gewässerkundlichen Jahrbüchern 1991 bis 2003 (LFU, 1991 bis 2003). Der Betrachtungszeitraum (April bis März Folgejahr) wurde entsprechend angepasst. Werden diese Daten miteinander durch eine Gerade verbunden (Abbildung 5-10 gepunktete Gerade) verläuft sie noch flacher. Das bedeutet, dass der Niederschlag relativ gesehen einen noch geringeren Einfluss auf den Abfluss hat. Im Bezug auf die realen Abflüsse werden die berechneten Sickerwasserraten, die über der Geraden

der Pegeldaten aus den gewässerkundlichen Jahrbüchern liegen, überschätzt. Liegt der Jahresabfluss unter der Geraden, wurde die Sickerwasserrate unterschätzt.

Gleichzeitig visualisieren die empirischen Abflussdaten aus den gewässerkundlichen Jahrbüchern den Einfluss der Speicheränderung. Werte über der Ausgleichsgeraden sorgen für eine Entleerung der Speicherräume, Werte darunter für ein Auffüllen. In den Jahren 1991 und 1992 lagen die Niederschläge deutlich unter dem langjährigen Mittel, dazu kamen hohe Evapotranspirationsraten, die im Untersuchungsgebiet insgesamt zu einer Verringerung der im Boden gespeicherten Wassermenge geführt haben. In dem darauf folgenden Jahr 1993 zeigt sich das Gegenteil, hohe Niederschläge führen zu einem vergleichsweise geringen Abfluss, hier werden die Speicherkapazitäten wieder aufgefüllt. Das Abflussverhalten wird also durch den großen Speicher verzögert.

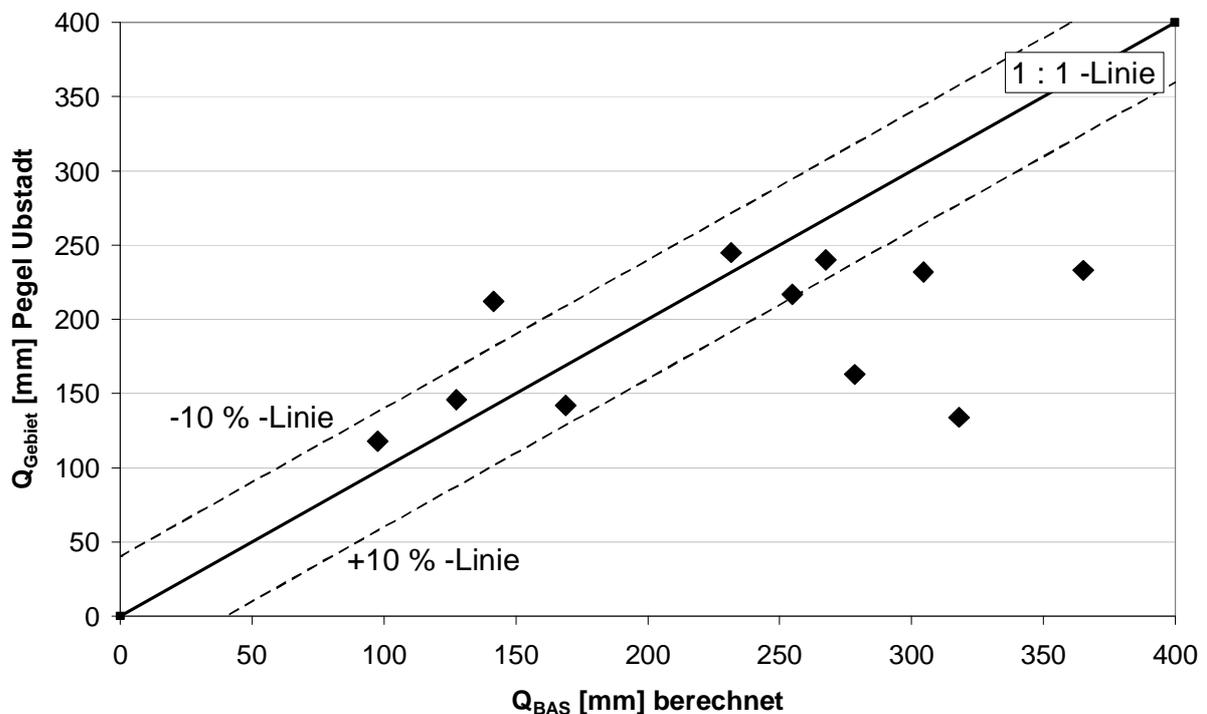


Abbildung 5-11 Jährliche berechnete Sickerwasserdaten (Q_{BAS}) gegen Abfluss am Pegel Ubstadt (Q_{Gebiet})

Auch die direkte Gegenüberstellung der berechneten jährlichen Sickerwasserdaten und der gemessenen Abflussdaten am Pegel Ubstadt (Abbildung 5-11) zeigt noch einmal die Überschätzung der berechneten Sickerwasserraten im Vergleich zu den Pegelmessungen. Insgesamt ermöglichen diese Darstellungen eine grobe Einschätzung der Berechnungsergebnisse, letztendlich ist das Abflussverhalten im Gewässer

am Gebietsausgang jedoch nicht gleichzusetzen mit den Sickerwasserverhältnissen direkt unterhalb der durchwurzelt Zone, quasi am Eingang des Speichers.

An flächenspezifischen Grundwassermessungen z.B. durch Lysimeter, die zur lokalen Plausibilitätskontrolle herangezogen werden können, gibt es innerhalb des Untersuchungsgebietes nur sehr wenige und kleinräumige Daten. Diese stammen aus dem Weiherbachprojekt (1990 bis 1994), das im Einzugsgebiet des Weiherbachs, einem 6 km² Teileinzugsgebiet des Kraichbachs, durchgeführt wurde (PLATE, 1996). Die Klimadaten stammen von Messungen am Hang „Am Neuenbürger Pfad“, die Grundwasserneubildung wurde anhand von Bodensäulen abgeschätzt (siehe Tabelle 5-7; HUSMANN, 1996; S. 128). Um die Ergebnisse aus dem Weiherbachprojekt mit den hier berechneten vergleichbar zu machen, wurde die Grundwasserneubildungsrate von exakt derselben Fläche für denselben Zeitraum extrahiert.

Die Grundwasserneubildungsraten der Jahre 1991 und 1994 werden in beiden Ansätzen praktisch gleich berechnet. In den Jahren 1992 und 1993 sind die Abweichung bei gleicher Tendenz mit 90 bzw. 154 mm jedoch hoch. Ein Blick auf die Eingangsdaten zeigt, dass die jährlichen Niederschlagssummen mit Streuungen zwischen -4 %-10 % vergleichbar sind. Die Unterschiede zwischen den Evapotranspirationswerte sind sehr hoch und beruhen auf methodischen Unterschieden. Die Berechnung der Verdunstung im Weiherbachprojekt basiert auf der Wärmehaushaltsgleichung nach GEIGER (1961) und entsprechenden Messdaten (KOLLE & FIEDLER, 1997) und ist nicht direkt mit den Verdunstungswerten nach HAUDE vergleichbar.

Tabelle 5-7 Klimadaten und Grundwasserneubildung aus dem Weiherbach im Vergleich, 1991 bis 1994

Jahr		1991	1992	1993	1994
Weiherbachprojekt	Ns _J [mm]	511	794	661	910
	E [mm]	475	602	565	573
	Q _{BAS} [mm]	62	164	35	328
Auszug „Oberer Kraichbach“	Ns _J [mm]	543	799	727	878
	E _{Haude} [mm]	876	842	815	776
	Q _{BAS} [mm]	69	253	189	336

Für das Jahr 1996 führte YILMAZ (1998) auf zwei Flächen innerhalb des Untersuchungsgebietes Messungen zur Bodenfeuchte, Wassergehalt und Klima durch. Er bestimmte den Wasserüberschuss theoretisch mit Hilfe der Bodenwasserbilanz nach LORENZ (1992). Für das Jahr 1996 berechnete er für die Grünlandfläche einen Was-

serüberschuss (Sickerung und Oberflächenabfluss) von 437 mm und für die Ackerlandfläche von 447 mm. Die hier ermittelten Sickerwasserraten für die adäquaten Flächen liegen mit 353 bzw. 332 mm deutlich darunter.

Sickerwassermessungen in schweren Lössböden anderer Regionen ergaben Sicker-raten zwischen 90-180 mm (SAUER ET AL., 2002), in Jahren mit geringer Sickerwas-serbildung aber auch Raten gegen Null (HEYDER, 1992).

Auf der Basis jährlicher Sickerwasserwerte liefern empirische Verfahren grundsätz-lich verlässliche Daten. SCHROEDER & HAMELS (1987) erzielten beim Vergleich eines Speicherzellenmodells und eines physikalischen Modells zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate vergleichbare Abschätzungen im Hinblick auf die Jah-ressumme. Kürzere Zeiträume hingegen, von einigen Wochen oder Monaten, wur-den nur vom physikalischen Modell richtig wiedergegeben.

Zusammenfassend werden die im Untersuchungsgebiet durchgeführten Sickerwas-serberechnungen als belastbar angesehen. Der Charakter des Wasserspeichers im Untersuchungsgebiet ist befriedigend abgebildet. Wenngleich die Ergebnisse in ei-nem direkten Vergleich, mit den flächenspezifischen Bodensäulenmessungen auf mikroskaliger Ebene nur bedingt standhalten können.

5.3 Nitratverlagerung im Untersuchungsgebiet

5.3.1 Kenngrößen der Austauschhäufigkeit

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers [%], dargestellt als gleichungskompatib-ler Austauschfaktor [%/100], beschreibt zu welchem Anteil das Bodenwasser inner-halb eines Jahres durch die dazusickernden Niederschläge ausgetauscht wird. Die Abhängigkeit der Austauschfaktoren wird, entsprechend der zugrundeliegenden Gleichung, am stärksten durch die Sickerwassermenge und damit die Landnutzung und das pflanzenverfügbare Wasser, d.h. die Bodenart, beeinflusst.

Die räumliche Verteilung der mittleren Austauschfaktoren deckt sich erwartungsge-mäß mit den Mustern der Landnutzung bzw. Bodenarten (ohne Abbildung). Die ge-ringsten Austauschfaktoren ($\leq 0,5$) sind unter den bewaldeten Flächen zu finden, die ca. 25 % der Fläche (ohne Siedlungen) ausmachen. Bei 63 % der Flächen liegen die Austauschfaktoren zwischen 0,5-1,0, es handelt sich hierbei um die Ackerflächen. Die 8 % der Flächen mit Austauschfaktoren zwischen 1,0-2,1 sind Ackerflächen mit geringer Feldkapazität. Es sind dies die Böden an den westlich ausgerichteten Flan-ken der Seitentäler, an denen der Gipskeuper ansteht, sowie die südwestlichen

Flanken des Kraichbaches mit tonigem Lehm und der südöstliche Teil des Untersuchungsgebietes mit dem emporkommenden Keupergestein und Schilfsandstein.

Tabelle 5-8 Flächenanteile der mittleren Austauschfaktoren

Austauschfaktor [%/100]	Fläche [%]
< 0,3	0
0,3-0,6	24,6
0,6-0,9	45,5
0,9-1,2	18,6
1,2-1,5	6,0
1,5-1,8	0,5
1,8-2,1	0,05
ohne Angaben	4,7
gesamt	100

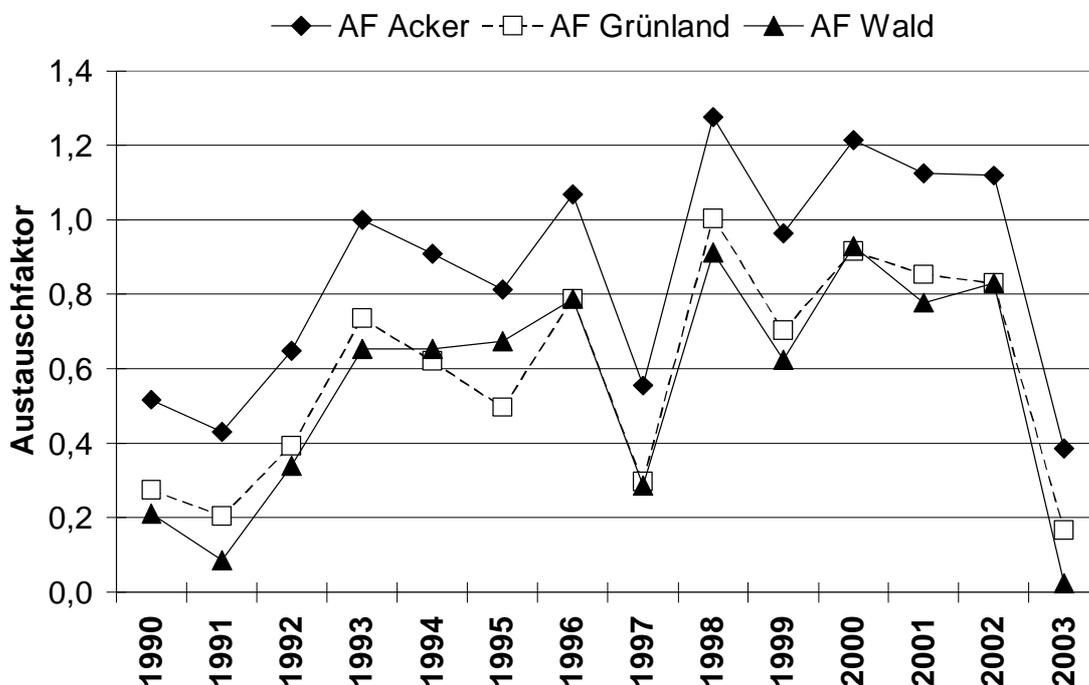


Abbildung 5-12 Jährliche Austauschfaktoren unter Acker, Grünland und Wald

Im Untersuchungsgebiet liegen die durchschnittlichen jährlichen Austauschfaktoren zwischen praktisch Null (Wald 2003) und 1,3 (Acker 1988) (siehe Abbildung 5-12). In

trockenen Jahren wie 1990, 1991, 1997 und 2003, führt eine geringe Sickerwasserraten zu einem geringeren Anteil verlagerten Bodenwassers. Die unter Grünland und Wald, aufgrund der höheren Evapotranspiration, insgesamt geringeren Sickerwasserraten setzen sich mit durchweg geringeren Austauschfaktoren fort. Über den Untersuchungszeitraum wird das Bodenwasser unter Grünland und Wald zu durchschnittlich 60 % ausgetauscht, unter Acker zu 90 %.

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bezieht sich auf die durchwurzelte Bodenzone. Die relativ hohe Austauschhäufigkeit unter Acker von 90 % bedeutet, dass durchschnittlich nur 10 % des Bodenwassers innerhalb eines Jahres in der oberen Bodenzone verbleiben. Diese Aussagen können als plausibel angesehen werden, da auch die Nmin-Daten eine deutliche Abhängigkeit vom Niederschlag zeigen und angesichts dieser Auswertung bereits vermutet wurde, dass sich die Sickerwasserfront über Winter bis unterhalb der Wurzelzone bewegt.

5.3.2 Nitratkonzentration in Abhängigkeit der Landnutzung

Die Nitratkonzentrationen werden aus den Bodennitratgehalten und den berechneten Grundwasserneubildungsraten gebildet. Abbildung 5-13 zeigt die räumliche Verteilung der mittleren Nitratkonzentration der Jahre 1990 bis 2003 im Überblick über das gesamte Untersuchungsgebiet. Für knapp die Hälfte der Fläche (43 %) werden Nitratkonzentrationen zwischen 50-90 mg NO₃/l im Sickerwasser berechnet. Ein Vergleich mit der Landnutzungsverteilung (siehe auch Abbildung 3-3) zeigt, dass es sich dabei durchweg um Ackerflächen handelt, auf denen höhere Bodenstickstoffgehalte zu entsprechend höheren Nitratkonzentrationen führen.

Auf knapp einem Viertel der Fläche (23 %) liegen die Nitratkonzentrationen zwischen 90-120 mg/l. Es handelt sich hier um die Flächen der Sonderkulturen, bei denen höhere Bodenstickstoffgehalte (siehe Tabelle 5-1) angenommen wurden. Aber auch unter vereinzelt Ackerflächen können die Nitratkonzentrationen aufgrund einer geringeren Wasserspeicherkapazität so hoch liegen. Es sind dies Flächen, die eine geringmächtigere Lössauflage aufweisen, wie z.B. an den südwestlichen Talflanken der aus Nordwesten zufließenden Nebenflüsse (z.B. Weiherbach) oder Flächen mit anstehendem Keupergestein, die sich im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden.

Die geringsten Nitratwerte zwischen 10-50 mg/l befinden sich erwartungsgemäß unter den Grünland- und Waldnutzungen auf insgesamt 31 % der Gesamtfläche. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden sich größere zusammenhän-

gende Waldflächen, die sich auch dort durch die vorhandenen geringeren Nitratkonzentrationen erkennen lassen. Auf 3 % der bewirtschafteten Fläche liegen die Nitratkonzentrationen zwischen 120-160 mg NO₃/l und auf 0,3 % über 160 mg NO₃/l. Es handelt sich dabei um Flächen mit Gemüseanbau, auf denen die höchsten Bodennitrostoffgehalte angenommen wurden. Die Spanne der im Untersuchungsgebiet berechneten Nitratkonzentrationen ist sehr groß. Es gibt große zusammenhängende Flächen mit Nitratkonzentrationen einer Klasse (siehe Abbildung 5-13), aber auch immer wieder kleine Flächen, die durch hohe Werte auffallen.

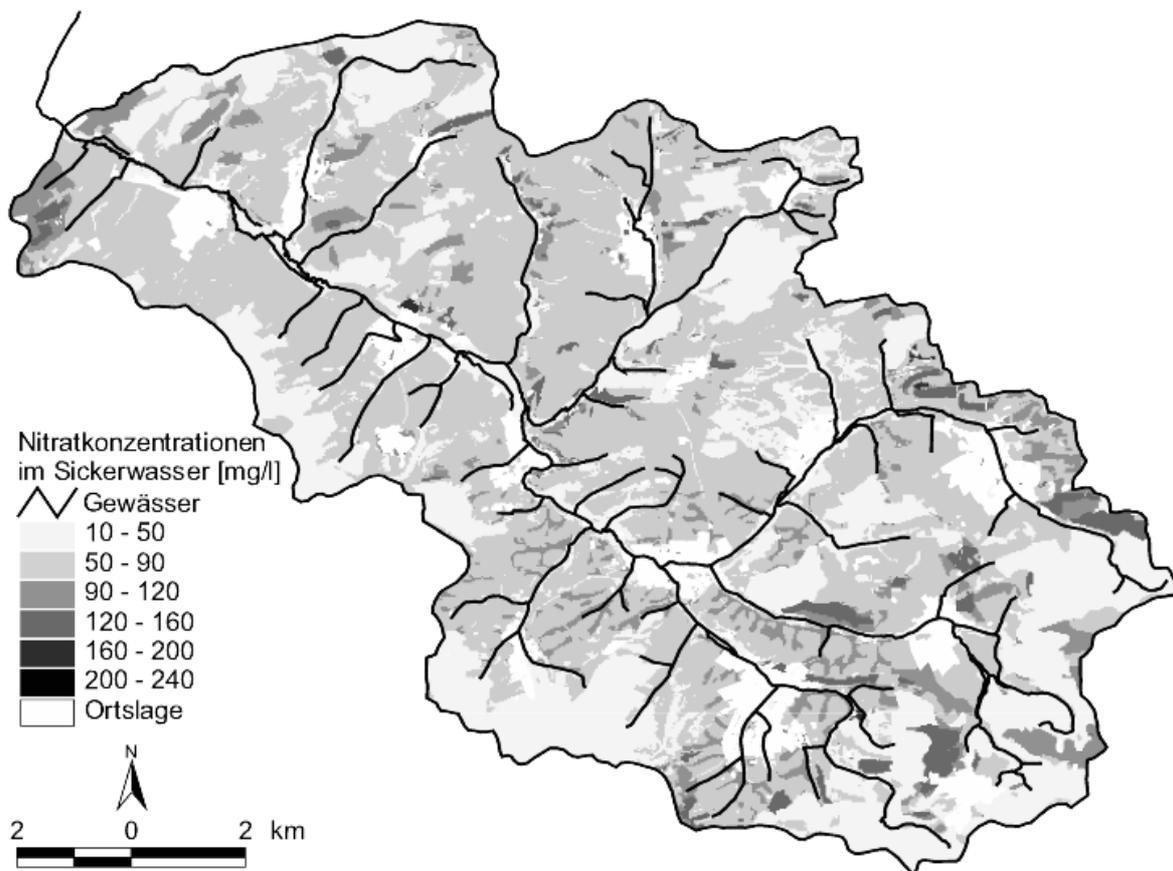


Abbildung 5-13 Berechnete, mittlere Nitratkonzentrationen des Sickerwassers im Untersuchungsgebiet, 1990 bis 2003

Die zeitliche Entwicklung der flächengewichteten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im gesamten Untersuchungsgebiet von 1990 bis 2003 zeigt Tabelle 5-9. Im Durchschnitt des gesamten Untersuchungszeitraums liegt die Nitratkonzentration bei 67 mg NO₃/l. In regenreichen Jahren wie 1998 erfolgt eine Verdünnung bis auf 53 mg NO₃/l und in niederschlagsarmen Jahren (1991, 2003) eine entsprechende Konzentrierung bis auf 76 bzw. 79 mg NO₃/l.

Tabelle 5-9 Flächengewichtete NO_3 -Konzentrationen, 1990 bis 2003

Jahr	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
NO_3 -Konzentration [mg/l]	76	93	63	74	64	71	65
Jahr	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
NO_3 -Konzentration [mg/l]	58	53	66	52	70	51	79

In Abbildung 5-14 ist die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen entsprechend der verschiedenen Landnutzungen dargestellt. Berücksichtigt wurden die Nutzungen, die hinsichtlich der Bodenstickstoffgehalte (siehe Tabelle 5-1) getrennt betrachtet werden. Die höchsten Nitratkonzentrationen zeigt erwartungsgemäß das Sickerwasser unter Gartenland und den Sonderkulturen. Außerhalb der Wasserschutzgebiete liegen die Werte zwischen 48-210 mg NO_3 /l unter Gartenland und 67-201 mg NO_3 /l unter Sonderkulturen. Die unter Ackerland berechneten Nitratkonzentrationen zwischen 68-132 mg NO_3 /l im Sickerwasser sind bereits etwas niedriger. Die niedrigsten Werte finden sich unter Grünland und Wald. Während die Nitratkonzentration unter Grünland zwischen 31-107 mg NO_3 /l Nitrat schwanken, liegen sie unter Wald fast konstant bei 29 mg NO_3 /l. Die Nitratgehalte der Wasserschutzgebiete liegen bei den verschiedenen Landnutzungen entsprechend niedriger.

Zur stichprobenartigen Einordnungen dieser regionalisierten Berechnungsergebnisse werden wiederum Messergebnisse aus anderen Projekten hinzugezogen, die im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs bzw. auf einzelnen Flächen innerhalb des Untersuchungsgebietes durchgeführt wurden. Die Untersuchungen stammen aus dem Weiherbachprojekt bzw. Projekten der Universität Hohenheim. ROTHER (1999; S. 103) beschäftigte sich mit der Modellierung des Basisabflusses in dem 6 km² großen Teileinzugsgebiet Weiherbach. In diesem Zusammenhang führte der Autor eine Nitratbilanz auf der Gebietskala durch, für die er den Nitratgehalt von Tiefenbohrungen und Gewässermessungen einsetzte. Unter der Voraussetzung, dass „in den tiefen Bereichen der Lössdecke keine mikrobielle Aktivität stattfindet“ und aufgrund der Annahme, dass „das Wasser im Gewässer aus einem Zusammenfluss von Sickerwässern aus verschiedenen Teilen der mächtigen Lössdecke stammt“, erachtete er eine arithmetische Mittelung aller Messwerte der Bohrungen als die naheliegendste Methode zur Berechnung der Nitratgehalte in der Bodenlösung. Durch verschiedene Mittelungen erhielt er für die Jahre 1992 bis 1994 Nitrat-Stickstoffkonzentrationen zwischen 13-21 mg NO_3 -N (58-93 mg NO_3 /l) unter den durchgängig ackerbaulich genutzten Flächen. Zum Vergleich mit den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aus den Berechnungen dieser Arbeit wurde dasselbe Teileinzugsgebiet des Weiherbachs (bis Pegel Menzingen) betrachtet. Die Nitratkonzentrationen der Jahre 1990

bis 1994 wurden herangezogen und über das betrachtete Gebiet gemittelt, sie liegen zwischen 80-97 mg NO₃/l. Auch wenn die Sickerwässer der mächtigen Lössböden, die von ROTHER (1999) mit in die Berechnung einbezogen wurden, in den tieferen Schichten sicherlich noch älter sind, ist die Größenordnung der Werte vergleichbar.

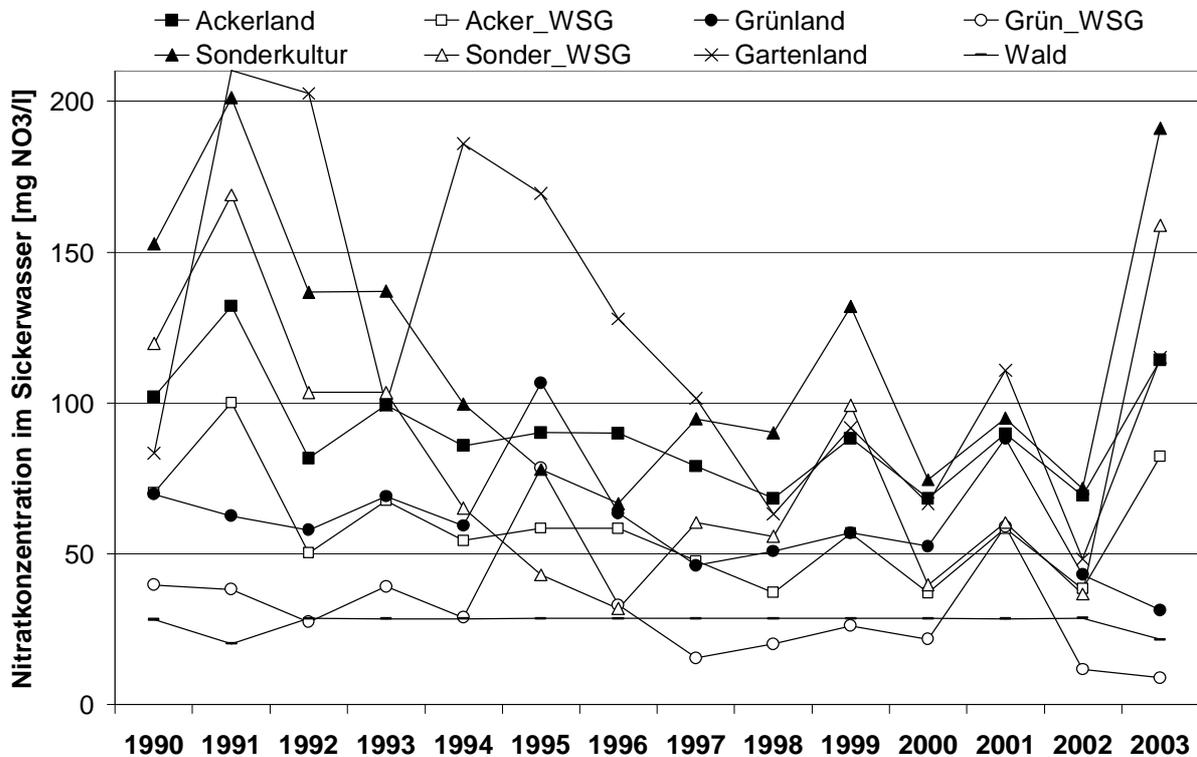


Abbildung 5-14 Berechnete Nitratkonzentrationen verschiedener Landnutzungen innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten, 1990 bis 2003

HONISCH (1996, S. 119) beschäftigte sich mit dem Wasser- und Stoffhaushalt einer Lösslandschaft und führte seine Untersuchungen auf einer Fläche bei Gondelsheim durch, die in südwestlicher Richtung 6 km außerhalb des Einzugsgebietes vom Kraichbach entfernt liegt. Bei den Böden der Untersuchungsfläche handelt es sich um typische Ausprägungen des Lössbodens mit der Parabraunerde auf der Kuppe, der Pararendzina am Hang und dem Kolluvium am Hangfuß. Zu seinen Messungen zählten u.a. in den Jahren 1990 bis 1992 die regelmäßige Erfassung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in 1 m Tiefe. In Abhängigkeit der Sickerperiode, des Standorts und der Düngungsvariante lagen die mittleren Nitratkonzentrationen (Mediane) bei 1,5-50,6 mg NO₃-N/l (6,6-224 mg NO₃/l) und waren damit stark variabel. Charakteristisch dabei war ein Anstieg der Werte im Herbst, bis ein Maximum im Frühjahr (Februar) durchschritten wurde, zur Getreideernte fielen die Werte deutlich ab. Über den gesamten Versuchszeitraum gesehen, lagen die mittleren Nitratkonzentrationen (Mediane) der gedüngten Variante in der Pararendzina (Hangbereich) mit 22,3 mg NO₃-N/l (98 mg NO₃/l) am höchsten. In der Parabraunerde auf der Kup-

pe wurden mittlere Konzentrationen von 9,9 mg NO₃-N/l (43,8 mg NO₃/l) gemessen und im Kolluvium 7,6 mg NO₃-N/l (33,6 mg NO₃/l).

Auch die in dieser Arbeit berechneten Nitratkonzentrationen zeigen eine in Höhe und Verteilung über den Hang und Talbereich entsprechende Größenordnung. Besonders im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs ist diese Verteilung der Nitratkonzentrationen über den Hang sehr ähnlich. In der Abbildung 5-13 ist der Verlauf nicht gut nachzuvollziehen, da die Klassen anders gewählt wurden. Durch die geringmächtigen Lössauflagen auf den Südwest-Hängen sind die Nitratkonzentrationen höher als auf der Kuppe. Die niedrigeren Nitratkonzentrationen in den Talbereichen finden sich im gesamten Untersuchungsgebiet und sind auf die höhere Wasserspeicherkapazität dieser Böden zurückzuführen.

YILMAZ (1998, S. 176) analysierte Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung, die er mittels Saugkerzen entnahm. Auf einer Ackerfläche 800 m nordöstlich von Münzesheim und einer Grünlandfläche 2,2 km südwestlich von Münzesheim beprobte er zwischen November 1996 bis September 1997 wöchentlich das Bodenwasser. Die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser unter dem Acker stiegen ab November bis Dezember von 40 auf 83 mg NO₃/l an und fielen danach wieder kontinuierlich auf ca. 30 mg NO₃/l im Februar bis auf 4 mg NO₃/l Ende April ab. Während der Sommermonate bis zum September befand sich kein Sickerwasser in den Saugkerzen. Unter Grünland lagen die Nitratkonzentrationen durchweg bei Null bzw. nahe Null.

YILMAZ (1998) stellte wie HONISCH (1996) den typischen Nitratanstieg im Sickerwasser im Herbst fest, wenn auch die Konzentrationen unter der Ackerfläche geringer waren als die von HONISCH (1996) gemessenen Werte. Die in dieser Arbeit berechneten Nitratkonzentrationen für 1996 auf derselben Ackerfläche liegen bei 89 mg NO₃/l und sind mit den Daten von YILMAZ (1998) vergleichbar. Die von YILMAZ (1998) beprobte Grünlandfläche wurde in dieser Arbeit jedoch durch die Landnutzungsklassifikation als Ackernutzung ausgewiesen und entsprechend betrachtet. Sie weist daher mit 62 mg NO₃/l eine deutlich höhere Nitratkonzentration für das Jahr 1996 auf.

Die punktuellen Stichproben deuten darauf hin, dass die angewendete Methode die Nitratkonzentrationen in der richtigen Größenordnung berechnet und landschaftliche Charakteristika wie die Ausprägung der Bodenarten am Hang berücksichtigt werden.

5.3.3 Betrachtung der Verlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer

Die Bewegung des Sickerwassers in der ungesättigten Zone wird über die Verlagerungstiefe beschrieben. Diese ist abhängig von dem Verhältnis der Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung zu dem Wassergehalt bei Feldkapazität, also der Wassermenge, die ein Boden speichern kann, wenn er nicht von Grund- oder Stauwasser beeinflusst wird (GLA, 1993, S. 26).

In Abbildung 5-15 ist die Verlagerungstiefe des Sickerwassers in Abhängigkeit der Nutzung und nutzbaren Feldkapazität kumulativ aufgetragen. Dabei wurde die nutzbare Feldkapazität nach GLA (1993, S. 26) in die folgenden Klassen unterteilt: gering (50-90 mm), mittel (90-140 mm), hoch (140-200 mm) und sehr hoch (>200 mm). Der Mittelwert (Mw) der nutzbaren Feldkapazität wurde mit 173 mm berechnet. Die nutzbare Feldkapazität beeinflusst die Sickerwasserrate und geht indirekt in die Formel zur Berechnung der Verlagerungstiefe (Gleichung 4-9) mit ein. Sie wurde zur Darstellung gewählt, weil die Wertebereiche weiter sind als die der Feldkapazität und sich daher die Darstellung anschaulicher gestalten lässt (siehe Abbildung 5-17).

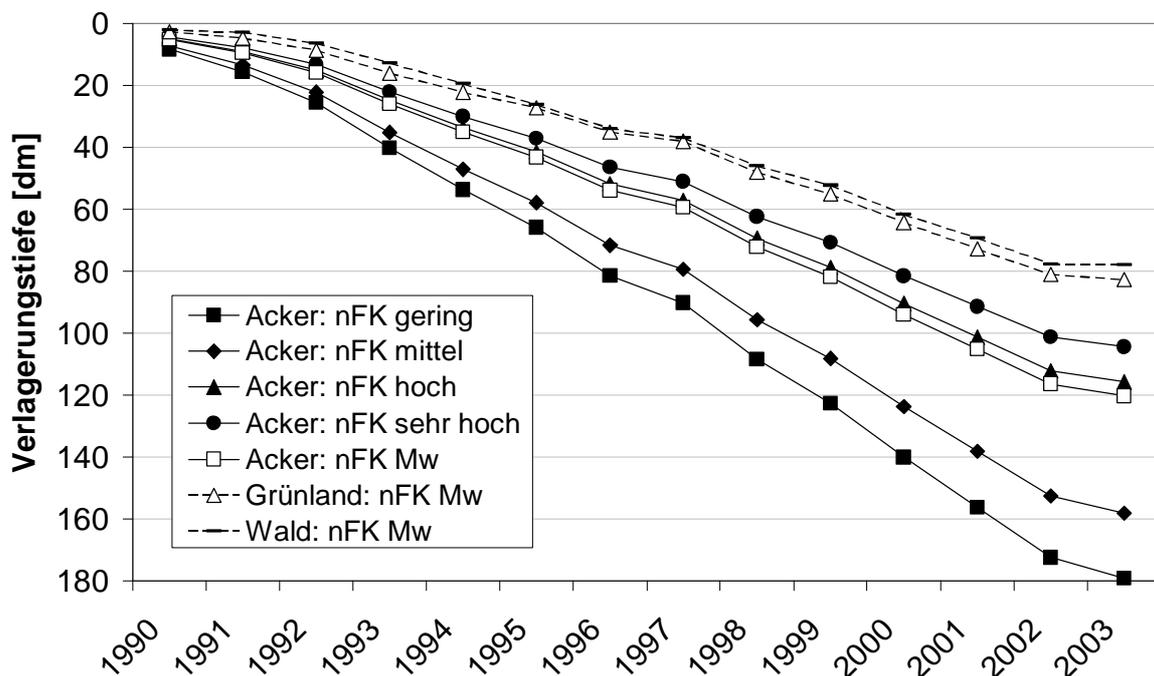


Abbildung 5-15 Mittlere Verlagerungstiefe des Sickerwassers bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitäten und Nutzungen, 1990-2003

Über den Betrachtungszeitraum von 1990 bis 2003 verlagerte sich das Sickerwasser insgesamt unter Acker um 12 m, unter Grünland um 8,3 m und unter Wald um 7,8 m. Erwartungsgemäß ist die Verlagerungstiefe, bedingt durch die höheren Sickerwasserraten (siehe Abbildung 5-8), unter Acker am höchsten und unter Wald am gering-

ten. Im jährlichen Mittel verlagert sich das Sickerwasser unter Acker um 8,6 dm/a, wobei es in trockenen Jahren minimal 3,9 dm/a und feuchten Jahren 12,8 dm/a sein können. Die Sickerwasserstrecke kann sich bei geringen Feldkapazitäten bis auf maximal 18,2 dm/a erhöhen oder entsprechend bei sehr hohen Feldkapazitäten bis zu einem Minimum von 3,1 dm/a verringern. Unter Grünland und Wald liegen die mittleren Verlagerungstiefen mit 5,9 dm/a bzw. 5,6 dm/a deutlich darunter. Die Extremwerte liegen jeweils um ca. 2-3 dm/a unter den Werten von Acker.

Auch hier lässt sich noch einmal der Bezug zu der Niederschlagsabhängigkeit der Nmin-Daten ziehen. Die mittlere Verlagerungstiefe unter Acker liegt im Jahr bei 8,6 dm/a oder knapp 90 cm. Damit wird noch einmal anschaulich, dass sich die Sickerwasserfront über Winter durch die gesamte obere Bodenschicht bewegt.

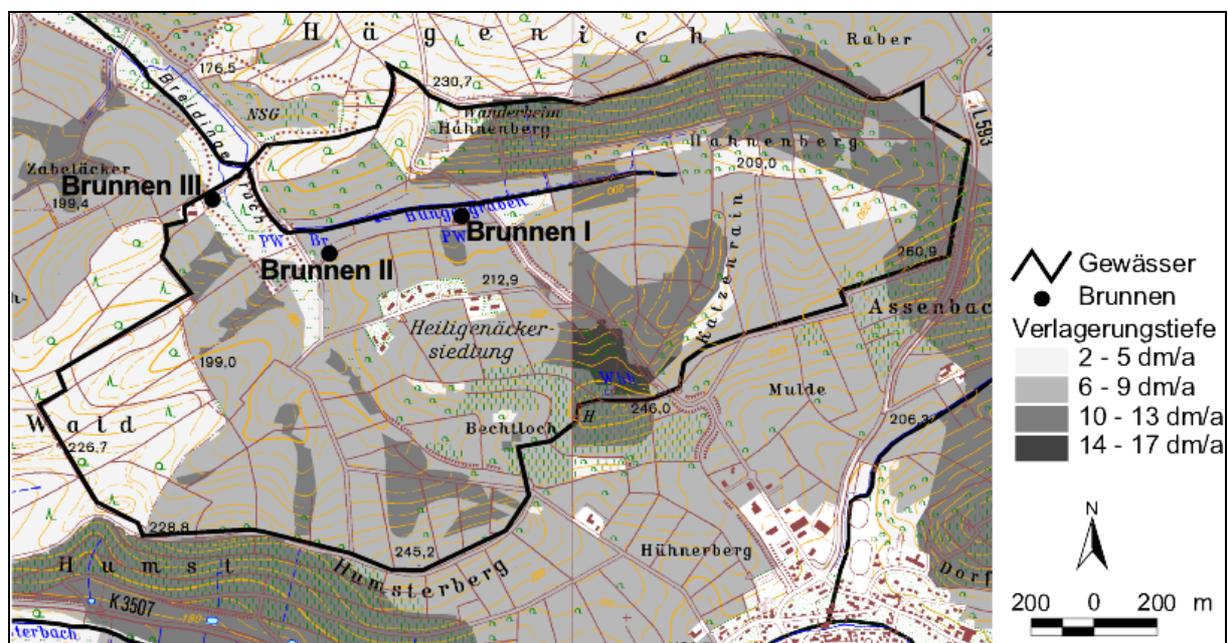


Abbildung 5-16 Mittlere Verlagerungstiefe des Sickerwassers im Wasserschutzgebiet Kürnach, 1990 bis 2003 (TK: LV, 2001)

Das räumliche und zeitliche Muster der Tiefenverlagerung des Sickerwassers kann aber sehr unterschiedlich sein, wie sich in Abbildung 5-16 exemplarisch im Wasserschutzgebiet Kürnach zeigt. Die Verlagerungstiefen in diesem Gebiet bewegen sich zwischen 2-17 dm/a. Unter Wald (westlich) bewegt sich das Sickerwasser jährlich durchschnittlich zwischen 2-5 dm/a, unter dem größten Teil der Ackerflächen sind es zwischen 6-9 dm/a. Im nördlichen Bereich unter den Weinbergen werden Verlagerungstiefen zwischen 10-13 dm/a erreicht und nur unter einer Fläche verlagert sich das Sickerwasser zwischen 14-17 dm/a. Das Sickerwasser dieser Fläche wird damit dreimal so tief verlagert wie das Sickerwasser unter Wald und strömt dem Grundwasser daher wesentlich schneller zu.

Durch die Heterogenität des Bodens und bedingt durch die Hangausrichtung wird das Sickerwasser nicht gleichmäßig als Front verlagert, sondern das Sickerwasser einer Bodenschicht ist ein Muster unterschiedlichen Alters aufgrund unterschiedlicher Verlagerungstiefen. Dieser Sachverhalt wird später bei dem Vergleich der berechneten Nitratgehalte des Sickerwassers mit den gemessenen im Grundwasser berücksichtigt werden müssen.

Um die Abhängigkeit der Verlagerungstiefenkurven ausgehend von der Feldkapazität zu beleuchten, wird die flächenmäßige Verteilung der Böden nach ihren Feldkapazitäten (FK) und nutzbaren Feldkapazitäten (nFK) in Abbildung 5-17 aufgeführt. Insgesamt verteilen sich die nutzbaren Feldkapazitäten der Böden hauptsächlich auf die mittlere, hohe und sehr hohe Klasse, die Feldkapazitäten hingegen nur auf die mittlere Klasse. Ein Flächenanteil von 28 % der Böden im Untersuchungsgebiet weisen eine hohe nutzbare Feldkapazität von 198 oder 190 mm und mittlere Feldkapazitäten zwischen 317-370 mm auf.

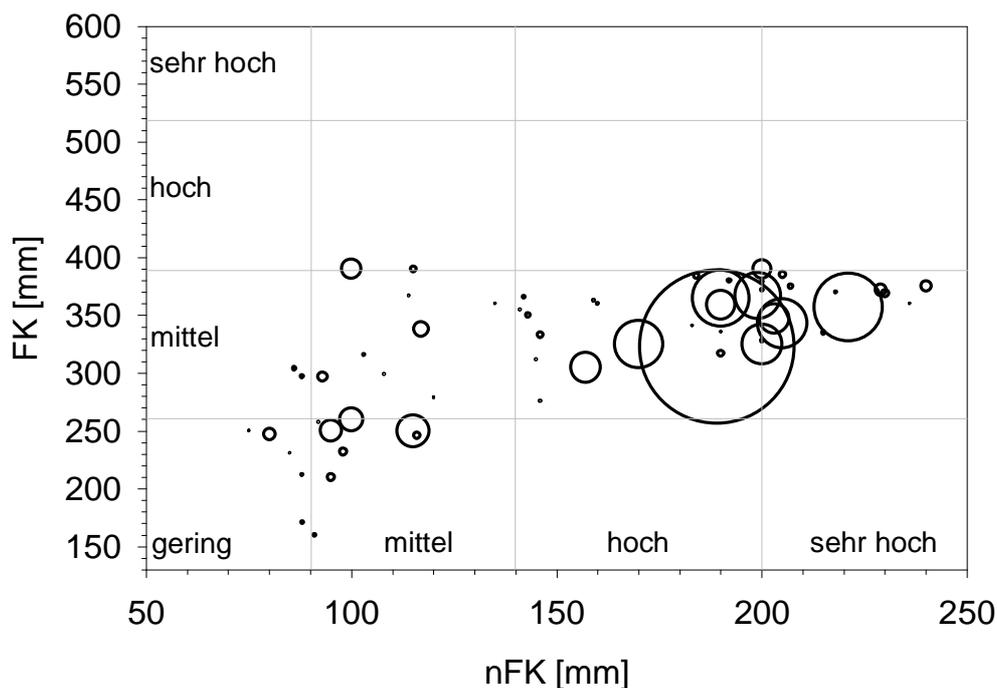


Abbildung 5-17 Flächenmäßige Zuordnung der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Böden nach nFK und FK

Die Böden im Untersuchungsgebiet zeichnen sich wegen des hohen Schluffanteils durch eine hohe pflanzennutzbare Wasserspeicherkapazität aus. Der Anteil des Bodenwassers, das nicht pflanzenverfügbar ist, ist durch den Tonanteil im Feinboden als mittel einzustufen. Überwiegend mittlere bis hohe Wasserdurchlässigkeiten sorgen im gesättigten Zustand für einen guten Abtransport des anfallenden Sickerwas-

sers und gleichzeitig mittlere bis hohe Grobporenvolumenanteile für eine gute Durchlüftung des Bodens.

Nach den Ergebnissen von KNOBLAUCH ET AL. (1999) (siehe Kapitel 2.3.4) sollten die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Klima- und Bodenbedingungen eine realistische Berechnung der Nitratgehalte im Sickerwasser durch die Boden-Nmin-Gehalt ermöglichen. Eine hohe Wasserspeicherkapazität der Böden sorgt in Kombination mit einer mittleren Wasserdurchlässigkeit für einen relativ gleichmäßigen Wasserfluss. Umsetzungsprozesse finden, wie der Vergleich der Nmin-Werte aus Herbst und Frühjahr zeigt, über Winter im Boden statt. Die Abhängigkeit der Niederschläge wird jedoch als einflussreicher bewertet. Letzteres führt auch dazu, dass der im Oberboden enthaltene Stickstoffanteil über Winter größtenteils aus der Wurzelzone verlagert wird.

Um die Aufenthaltsdauer des Sickerwassers zu berechnen, muss die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone hinzugezogen werden. Im Untersuchungsgebiet ist diese ebenfalls abhängig von der Geländeneigung und daher unterschiedlich. Nach dem hydrogeologischen Gutachten im Wasserschutzgebiet (WSG) Münzesheim stehen in den Tallagen Richtung Oberacker Kiesablagerungen an, die einen Grundwasserspeicher bilden, mit einer Deckschicht von ca. 4 m (GLA, 1981b). Die grundwasserführenden Kiesschichten finden sich vergleichbar im benachbarten Tal im WSG Oberacker und liegen dort in ca. 5 m Tiefe (GLA, 1981c). Auch im WSG Landshausen stehen die grundwasserführenden Schichten des Brunnens am Hangfuß zwischen 3,5-6 m unter Gelände an (GLA, 1981a).

Die Aufenthaltsdauer wird unter der Annahme, dass die Böden der ungesättigten Zone bezüglich der Wasserspeicherkapazität homogen und mit den Bedingungen der oberen Bodenschicht von 1 m vergleichbar sind, berechnet. Für die drei Brunnen in Kraichtal wurden in Abhängigkeit der Tiefe Aufenthaltszeiten zwischen 6,2-8,5 Jahren berechnet (siehe Tabelle 5-10).

Im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes stehen die Gipskeuperschichten an der Oberfläche an und dienen dort als Grundwasserleiter, so dass zwei der drei Brunnen im WSG Kürnbach im Talbereich zwischen 3 bzw. 6 m bis ca. 14 m liegen. Die hierfür ermittelten Aufenthaltszeiten orientieren sich am oberen Wasserspiegel und liegen für den Brunnen 1 bei 4 Jahren und für den Brunnen 2 bei 7,8 Jahren. Der dritte Brunnen ist in den Lettenkeupersandstein in 62 m Tiefe geteuft, wird von einem anderen Grundwasserkörper gespeist und daher von der Betrachtung der Aufenthaltszeiten ausgeschlossen.

Im Claffenbrunnen (WSG Zaisenhausen) liegt der oberste Grundwasserzutritt im Talbereich 20 m tief. Der nordwestlich von Zaisenhausen liegende Mörsbachbrunnen liegt nicht direkt im Talbereich. Hier weist die Lössschicht eine Mächtigkeit von teilweise über 10 m auf und der oberste Grundwasserzutritt erfolgt entsprechend erst in einer Tiefe von 26 m aus dem Gipskeuper (LGRB, 2002). Die Aufenthaltsdauer des Sickerwassers unterhalb der durchwurzelten Zone bis zum Eintritt in den Grundwasserkörper wird für den Claffenbrunnen mit 29 Jahren und für den Mörsbachbrunnen mit 26 Jahren berechnet. Die im Zuge der hydrogeologischen Erkundungen durchgeführten Isotopenanalysen zur Bestimmung des Grundwasseralters ergaben lediglich ein Alter von 10 Jahren (LGRB, 2002).

Tabelle 5-10 Gemittelte Eingangsdaten zur Berechnung der Aufenthaltsdauer der Brunnen

Brunnen	Tiefe [m]	Q_{BAS} [mm/a]	T [dm/a]	AF	FK [mm]	nFK [mm]	A [a]
Münzesheim	5,8	215	6,3	0,6	344	198	8,5
Oberacker	5,6	259	8,5	0,8	317	170	6,6
Landshausen	5	260	8,0	0,8	335	168	6,2
Kürnbach Brunnen 1	3	258	8,4	0,8	320	160	4,0
Kürnbach Brunnen 2	6,5	258	8,4	0,8	320	160	7,8
Zaisenhausen Claffenbr.	20	235	7,0	0,7	345	193	29
Zaisenhausen Mörsbachbr.	26	235	7,0	0,7	345	193	38
Zaisenhausen GWM 1,2,3,5	6	235	7,0	0,7	345	193	8,4
Zaisenhausen GWM 4	5	235	7,0	0,7	345	193	7,0

mit: Tiefe – Tiefe des Brunnens, Q_{BAS} [mm/a] – Grundwasserneubildung, T [dm/a] – Verlagerungstiefe, AF – Austauschfaktor, FK [mm] – Feldkapazität, nFK [mm] – nutzbare Feldkapazität, A – Aufenthaltsdauer

Die hohe Differenz zwischen der berechneten Aufenthaltszeit und der durch Isotopenanalyse ermittelten, ist durch die Annahmen bei der Berechnung zu erklären. Bei der Berechnung wurden die Verhältnisse des Oberbodens auf die gesamte ungesättigte Zone übertragen. Dabei wurde von geringdurchlässigen Deckschichten ausgegangen und die in Wirklichkeit vorhandenen schichtig gegliederten Kluffundwasserleiter nicht berücksichtigt.

Tabelle 5-10 zeigt, dass die nutzbare Feldkapazität in Kürnbach im Mittel am geringsten ist. Dort macht der Anteil des tonigen Schluffs am Oberboden nur knapp 40 % aus, während er in den anderen Wasserschutzgebieten mit Anteilen zwischen 80-100 % deutlich höher liegt. Ein Großteil der Oberbodens in Kürnbach besteht aus „schluffigem Lehm über stark schluffigem Ton“, der aufgrund des höheren Tonanteils eine geringere nutzbare Feldkapazität aufweist. Die Mittelung dieser Daten kann demnach zum Vergleich der Wasserschutzgebiete gut herangezogen werden.

5.3.4 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse (siehe Tabelle 5-11) dient in erster Linie der Verifikation der Ergebnisse bei der Berechnung. Gleichzeitig gibt sie aber auch einen Überblick über den Einfluss der Eingabeparameter auf das Berechnungsergebnis. Und schließlich können sie im Kapitel 6 für theoretische Überlegungen herangezogen werden.

Die Variationen der Eingabeparameter wurden im positiven (+10 %, +20 %) wie im negativen Bereich (-10 %, -20 %) durchgeführt. Die Änderungen im Berechnungsergebnis können allerdings auch umgekehrt sein. So führt eine Erhöhung der Niederschläge zu einer Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate, eine Erhöhung der Evapotranspiration und der nutzbaren Feldkapazität jedoch zu einer Verringerung der Grundwasserneubildungsrate. In der Tabelle 5-11 ist eine Vorzeichenänderung durch ein * markiert, d.h. werden die Eingangsparameter verringert, erhöht sich die Grundwasserneubildungsrate, Nitratkonzentration oder Verlagerungstiefe bzw. umgekehrt.

Bei der Berechnung der Grundwasserneubildungsrate wurde die Sensitivitätsanalyse in Abhängigkeit der verschiedenen Landnutzungen aufgeführt. Die Unterschiede der Transpiration bei Ackerland, Grünland und Wald machen sich bemerkbar. Beim Wald gehen der Sommerniederschlag und die Evapotranspiration zu einem größeren Anteil in die Berechnung (Gleichung 4-6) ein und führen im Vergleich zu den anderen Landnutzungen zu einer stärkeren Änderung der Grundwasserneubildungsrate. Ackerland und Grünland verhalten sich in den aufgeführten Klassen gleich bis auf die Wasserspeicherkapazität der Böden in Form der nutzbaren Feldkapazität. Beim Grünland wird die Wasserspeicherkapazität wegen der geringeren Durchwurzelungstiefe stärker gewichtet, so dass sich eine Veränderung der nutzbaren Feldkapazität (z.B. durch die Lagerungsdichte oder den Humusanteil) am deutlichsten bemerkbar macht. Die Sensitivitätsanalyse lässt ebenfalls erkennen, dass die Einbeziehung der Hangausrichtung und -neigung wichtig sind, auch wenn sie im Vergleich zu den anderen Parametern kaum Auswirkungen haben.

Tabelle 5-11 Änderung der Grundwasserneubildung, der Nitratkonzentration im Sickerwasser und der Verlagerungstiefe in Abhängigkeit der Eingangsparameter (nach RENGER, 1992b)

Variation der Eingangsparameter		< 5 %	5-12,5 %	12,5-25 %	> 25 %
		Änderung der Grundwasserneubildungsrate			
Niederschlag Sommer	10 %		A, G	W	
	20 %			A, G	W
Niederschlag Winter	10 %			A, G, W	
	20 %				A, G, W
Evapotranspiration	10 %	A*, G*	W*		
	20 %		A*, G*	W*	
Nutzbare Feldkapazität	10 %	A	G*, W*		
	20 %	A	W*	G*	
Hangneigung	5 °	S*, NO/NW, SW/SO*	N		
	10 °		S*, NO/NW, SW/SO*, N		
		Änderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser			
Nmin	10 %		X		
	20 %			X	
Austauschfaktor	10 %		X		
	20 %			X	
Sickerwasser-rate	10 %		X*		
	20 %			X*	
		Änderung der Verlagerungstiefe			
Sickerwasser-rate	10 %		X		
	20 %			X	
Wassergehalt bei FK	10 %		X*		
	20 %			X*	

mit: A – Ackerland, G – Grünland, W – Wald, N – Nord, O – Ost, S – Süd, W – West,
*Vorzeichenänderung gegenüber Variation der Eingangsparameter

Insgesamt hat eine Veränderung der Winterniederschläge den größten Einfluss auf die Grundwasserneubildungsrate. Eine Erhöhung der Winterniederschläge um $\pm 20\%$ hat eine Veränderung der Grundwasserbildung von $\pm 26\%$ bei Ackerland, $\pm 41\%$ bei Grünland und $\pm 37\%$ bei Wald zur Folge.

Tabelle 5-12 Eingangsparemeter, prozentualer Minimum- und Maximumwert vom Mittelwert

	Min-Wert [% vom Mw]	Max-Wert [% vom Mw]
Niederschlag Sommer	-38	+36
Niederschlag Winter	-41	+46
Evapotranspiration	-18	+18
Nutzbare Feldkapazität	-52	+24
Hangneigung	-100	+420
Nmin-Wert	-91	+760
Feldkapazität	-55	+18

Bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser und Verlagerungstiefe des Sickerwassers sind die Eingangsparemeter gleichgewichtet. Da es sich bei den zugrundeliegenden Gleichungstypen um eine Division handelt, haben Variationen der Eingangsparemeter dieselben Auswirkungen.

Tabelle 5-12 wirft einen Blick auf die realen Größen der Eingangsparemeter als prozentuale Abweichungen ihrer Mittelwerte. Die höchste Variabilität zeigen die Nmin-Daten, die als standortunabhängige Faktoren als einzige beeinflussbar sind. Auch die Hangneigung zeigt starke Abweichungen um den Mittelwert, wobei 65 % der Flächen Neigungen $\leq 5^\circ$ und nur 7 % $> 10^\circ$ aufweisen und damit der flächenmäßige Einfluss relativ gering ist. Bei der Feldkapazität und nutzbaren Feldkapazität verhält es sich ähnlich, die Klassen „gering“ und „mittel“ sind nur mit flächenmäßig kleinen Anteilen vertreten (siehe auch Abbildung 5-17). Die Schwankungen des Niederschlags sind vergleichsweise niedrig, haben aber in Bezug auf ihre Sensitivität relativ hohe Auswirkungen auf die Grundwasserneubildungsrate. Damit bestätigt auch die Sensitivitätsanalyse des theoretischen Ansatzes den Niederschlag und die Nmin-Werte als zentrale Größen.

5.4 Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit

5.4.1 Hydrochemische Beschreibung der Grundwässer

Die Beschreibung der Grundwässer dient der hydrochemischen Kennzeichnung und Zuordnung zu Grundwassertypen. Sie dient dazu, die Grundwässer anhand der Konzentrationen der Hauptionen zu beschreiben und später eine Abgrenzung zwischen

natürlichen Hintergrundkonzentrationen und anthropogenen Einträgen zu ermöglichen.

Im Untersuchungsgebiet weisen die Grundwässer Lösungsinhalte der Hauptionen im Mittel unter 800 mg/l auf (Abbildung 5-18) und werden der Gruppe der Calcium-Magnesium- Hydrogencarbonat- Wässer zugeordnet (ACKERMANN, 1998, S. 23). An drei Brunnen (Münzesheim, Oberacker und Landshausen) liegen keine Analysen zu Hydrogencarbonatgehalten vor. Aufgrund der vergleichbaren Konzentration der verbleibenden Ionen, bzw. der Messungen an der Quelfassung (Qf) in Landshausen, wird auf dieselbe Grundwassergruppe geschlossen. ACKERMANN (1998) führte eine hydrogeologische Systemanalyse mit ausgiebiger hydrochemischer Beschreibung der Grundwässer im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs durch. Befunde dieser Untersuchung werden im Vergleich herangezogen, um die Grundwässer der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Brunnen zu interpretieren und einzuordnen.

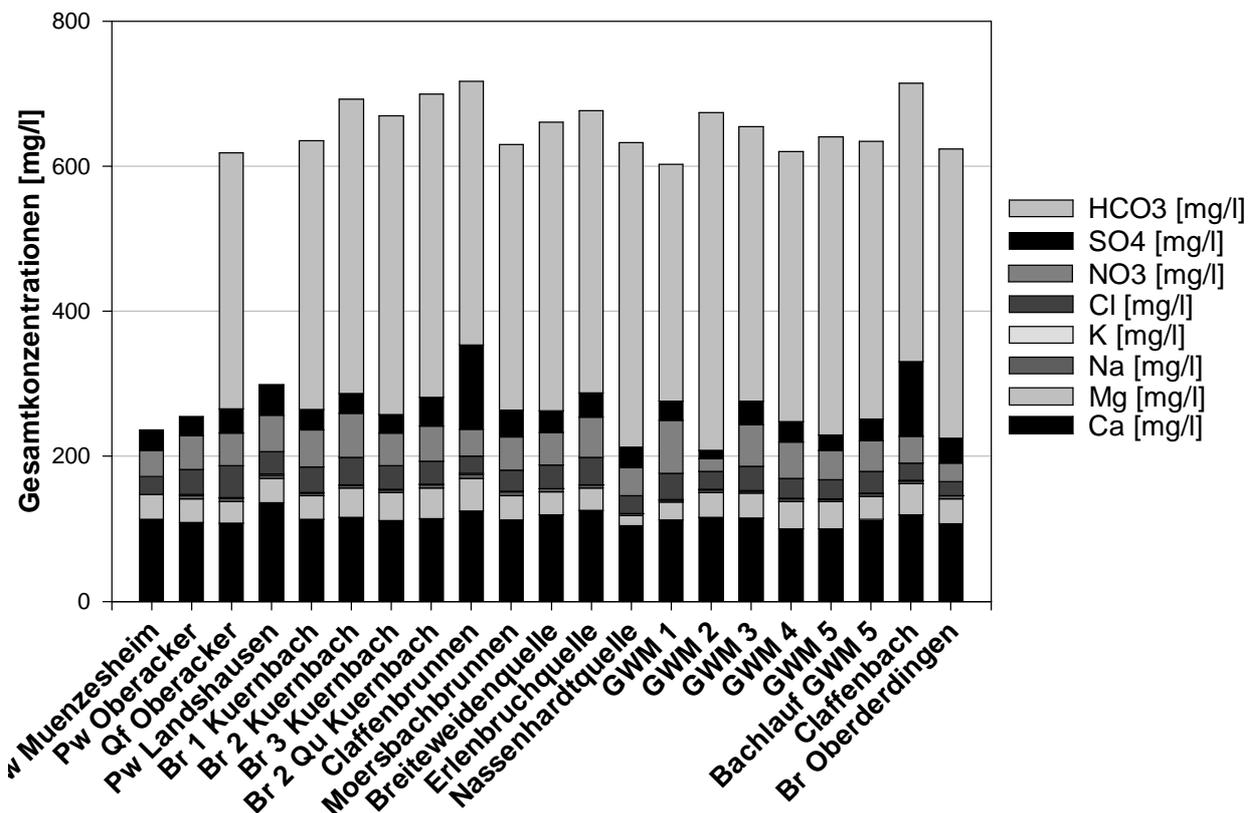


Abbildung 5-18 Konzentration der Hauptionen der Brunnen im Untersuchungsgebiet

Die elektrische Leitfähigkeit liegt allgemein zwischen 700-900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, nur im Claffenbrunnen (Zaisenhausen) werden Maximalwerte bis 1150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht. Die Wässer reagieren pH-neutral, die pH-Werte liegen im Mittel zwischen 6,9-7,5 mit vereinzelter Abweichung zwischen 6,7-8,1.

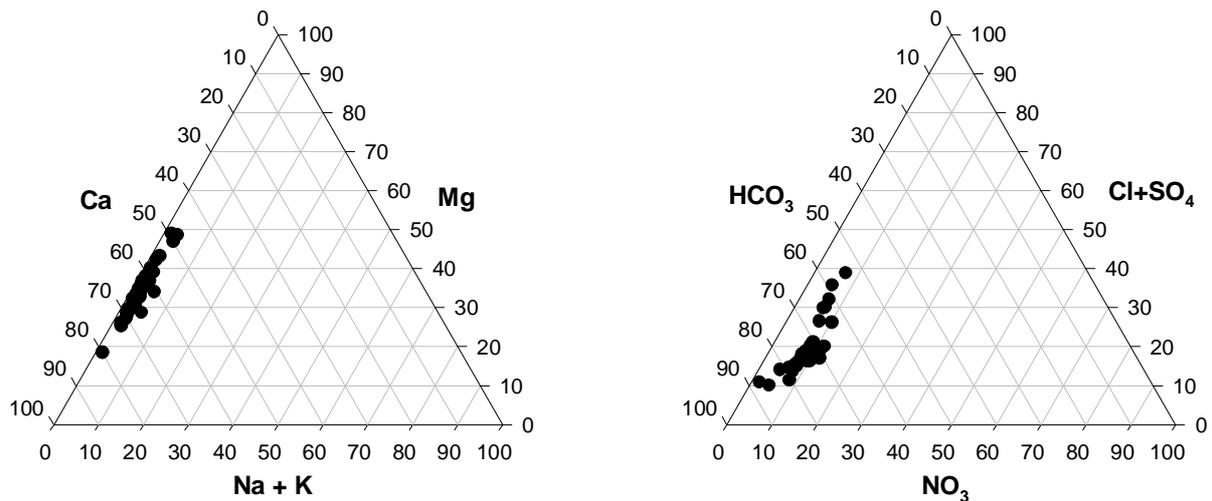


Abbildung 5-19 Prozentuale Äquivalentkonzentrationen der Hauptionen

Die Dreiecksdarstellung der Ionen (Abbildung 5-19) unterstreicht die relativ einheitliche Ausprägung der Grundwässer. Besonders die Sulfatkonzentrationen des Claffenbrunnens im Mittel mit 114 mg/l (11-293 mg/l), des Mörsbachbrunnens zwischen 19-107 mg/l (im Mittel 37 mg/l) und des Claffenbachs sind deutlich höher als die der übrigen Brunnen und Messstellen zwischen 12-46 mg/l SO_4 (siehe auch Abbildung 5-18). Nach ACKERMANN (1998, S. 107) sind Sulfatkonzentrationen bis 40 mg/l auf den landwirtschaftlichen Einfluss zurückzuführen. Höhere Sulfatkonzentrationen sind durch den erhöhten Sulfatmineralgehalt im Unterkeuper bedingt (LGRB, 2002). Die Trinkwasserbrunnen der Gemeinde Zaisenhausen befinden sich mit ca. 20-30 m (Claffenbrunnen) bzw. 50 m Tiefe (Mörsbachbrunnen) im Kluffgrundwasserleiter der Gesteine des Gips- und Unterkeupers. Die höheren sowie die stark schwankenden Sulfatkonzentrationen dieser beiden Brunnen und des Claffenbachs können auf größere Anteile an höher mineralisiertem Grundwasser aus dem Unterkeuper zurückgeführt werden. Eine Korrelation zwischen Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Grundwasser, die auf einen landwirtschaftlichen Einfluss hindeuten würden, ist nicht nachzuweisen. Beim Claffenbrunnen zeigen sich mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen eine Nitratzunahme im Grundwasser, die die These des zuströmenden, höher mineralisierten Grundwassers stützt (ohne Abbildung).

Die Konzentrationen von Calcium bewegen sich zwischen 95-136 mg/l, die für Magnesium zwischen 25-45 mg/l, wobei für ca. die Hälfte der Messstellen nur eine Analyse vorliegt. Natrium und Kalium liegen mit 2,2-5,6 mg Na/l bzw. 0,3-1,7 mg K/l in nur geringen Konzentrationen vor. Die Ionenkonzentrationen bestätigen wiederum den recht einheitlichen Chemismus der Grundwässer.

Die Chloridkonzentrationen liegen zwischen 11-48 mg/l und sind mit denen des Sulfats nur im Claffenbrunnen mäßig korreliert. Wie auch die Sulfatkonzentrationen deu-

ten die Chloridkonzentrationen auf einen Einfluss durch die Landwirtschaft hin. ACKERMANN (1998, S. 104) beprobte ebenfalls Quellen deren Einzugsgebiet in einem Wald bzw. Bruchgebiet liegt und analysierte „deutlich geringere Konzentrationen an Chlorid, Nitrat und Sulfat“ ohne konkrete Werte anzuführen. Da die aufgeführten Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs vergleichbar sind mit denen aus den Brunnen des Untersuchungsgebietes, wird auf überwiegend anthropogene Quellen geschlossen. Dieser Befund wird bestätigt durch die Korrelation der Chlorid- mit den Nitratkonzentrationen wie in Abbildung 5-20 zu sehen. Steigende Nitratkonzentrationen sind mit steigenden Chloridkonzentrationen verbunden. In die Korrelation eingegangen sind Einzelmesswerte. Auffällig ist die deutlich geringere Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle 2 (GWM 2), die auf denitrifizierende Verhältnisse untersucht wird.

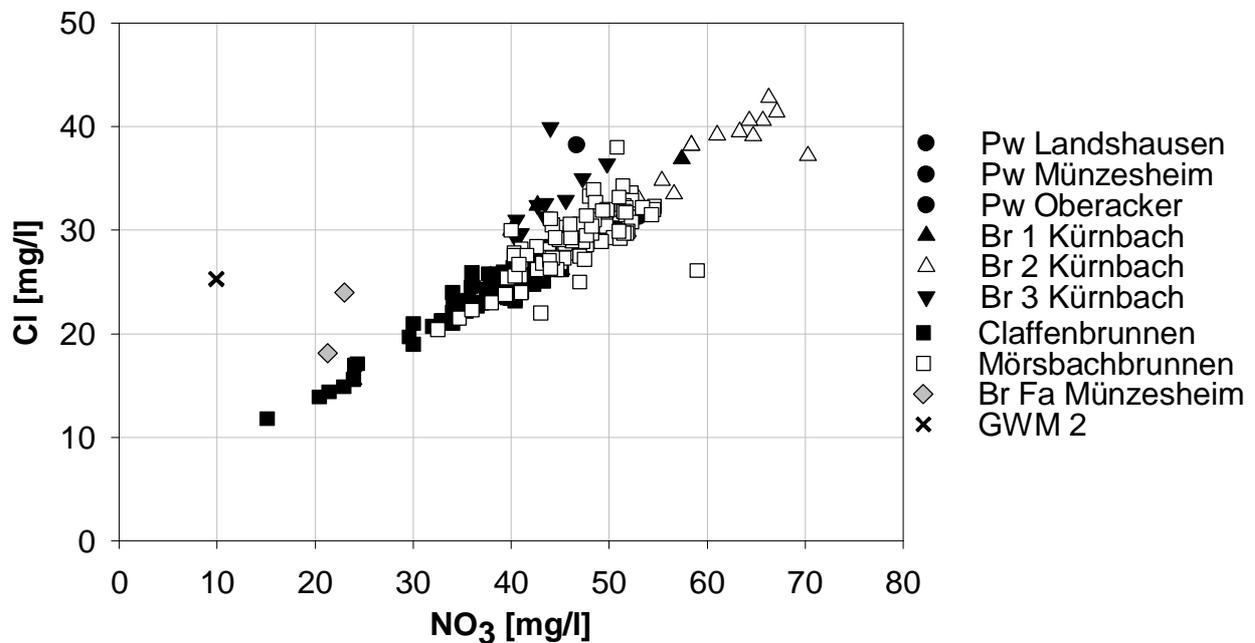


Abbildung 5-20 Korrelation der Nitrat- und Chloridkonzentrationen des Grundwassers, 1988 bis 2006

Zur Klärung der im Boden stattfindenden (autotroph-chemolithotrophen) Denitrifikation gelten neben den Sauerstoffgehalten, Mangan- und Eisenwerte als Indikatoren. Die Sauerstoffgehalte der Grundwässer der Brunnen bewegen sich im Mittel zwischen 6-10,5 mg/l O_2 und weisen nicht auf denitrifizierende Verhältnisse hin. Eine Ausnahme stellt wie bereits erwähnt die GWM 2 dar, die lediglich mittlere Sauerstoffgehalten von 1,6 mg/l O_2 aufweist. Von ROHMANN & SONTHEIMER (1985) werden die für die Denitrifikation limitierenden Sauerstoffbedingungen mit > 5 mg O_2/l angegeben, OBERMANN (1982) gibt sie mit > 2 mg O_2/l an. Bei Eisen und Mangan liegen die Referenzbereiche für reduzierte Grundwässer bei $> 0,2$ mg Fe (II)/l und $> 0,05$ mg

Mn (II)/l (WENDLAND & KUNKEL, 1999; S. 32). Im Untersuchungsgebiet wurden Eisen und Mangan unregelmäßig beprobt, teilweise liegen nur Einzelmessungen vor. Die Eisenwerte bewegen sich zwischen 0,01-0,3 mg/l $Fe_{ges.}$, bis auf die GWM 2 mit 0,56 mg/l $Fe_{ges.}$ und die Nassenhardtquelle mit 0,63 mg/l $Fe_{ges.}$. Mangan wurde nur an sieben der insgesamt 22 Messorte analysiert. Die Konzentrationen liegen zwischen 0,01-0,2 mg $Mn_{ges.}/l$, nur GWM 2 weist mit 0,65 mg $Mn_{ges.}/l$ höhere Mangangehalte auf. Auch wenn die Eisen- und Mangan-Messungen keine Unterscheidung zwischen den für die Denitrifikation relevanten Oxidationsstufen Eisen-II und Mangan-II vornehmen, geben die an GWM 2 vorliegenden niedrigen Sauerstoffgehalte und erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen Hinweise auf denitrifizierende Verhältnisse.

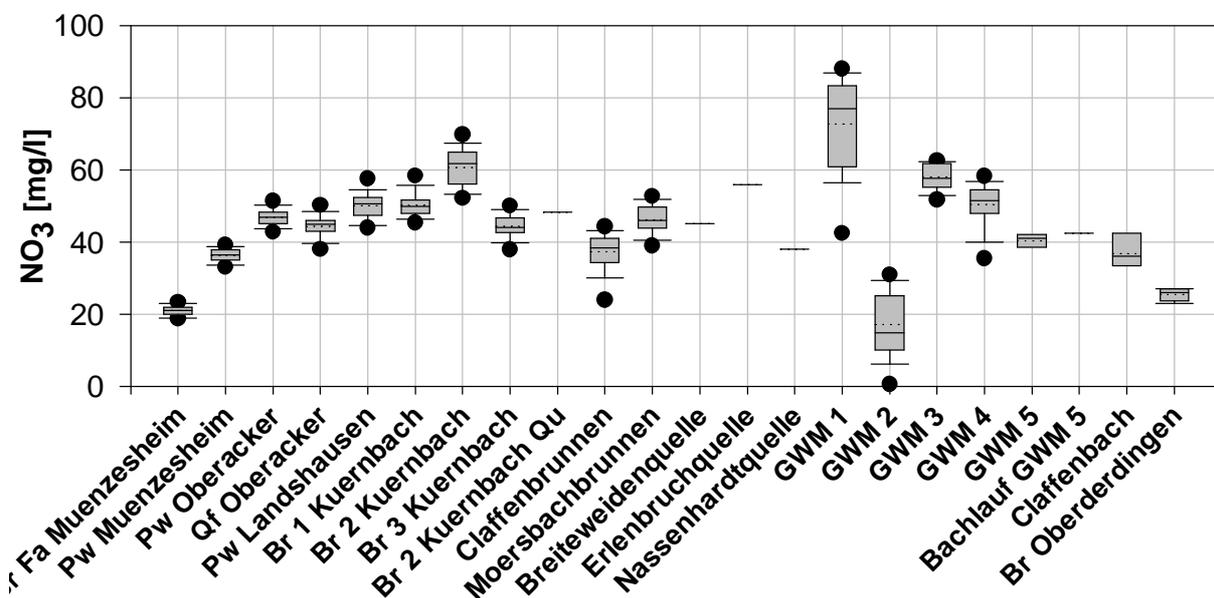


Abbildung 5-21 Boxplots (5-, 10-, 25-Perzentil, Mittelwert (gepunktete Linie), Median, 75-, 90- und 95-Perzentil) der Nitratkonzentrationen, 1988 bis 2006

Abbildung 5-21 zeigt die Nitratkonzentrationen der einzelnen Brunnen und Grundwassermessstellen als Box-Plots. Zugrunde liegen alle vorhandenen 771 Analysen der Jahre 1988 bis 2006. Insgesamt sind 11,8 % < 25 mg NO_3/l , 59,5 % zwischen 25-50 mg/l und 28,7 % liegen > 50 mg NO_3/l . Auffällig ist die geringe Streuung der Daten. Es gibt brunnenspezifische Nitratkonzentrationsniveaus. Die Nitratkonzentrationen liegen im Mittel zwischen 21 mg/l in Münzesheim (Firmenbrunnen) und 61 mg/l im Brunnen 2 (Kürnbach). Eine Ausnahme stellen die GWM 1 und 2 in Zaisenhausen dar, die relativ gesehen stark streuen. GWM 2 zeigt wie erwartet die geringsten Nitratkonzentrationen aufgrund der denitrifizierenden Bedingungen die zu einem Nitratabbau führen. Die Streuungen der Trinkwasserbrunnen in Münzesheim, Oberacker, Landshausen, Kürnbach und Oberderdingen und die GWM 3 und 5 in

Zaisenhausen liegen bei höchstens $\pm 20\%$. Deutlich höhere Streuungsbereiche weisen die Brunnen in Zaisenhausen mit $\pm 30\%$ (Mörsbachbrunnen) bzw. $-60/+36\%$ (Claffenbrunnen) auf und die GWM 1 und 2 mit bis zu 100% .

An der GWM 2 ist bezüglich der Stoffeinträge zunächst nicht von geringeren Nitratinträgen auszugehen, da die Messstelle weniger als 100 m vom Mörsbachbrunnen entfernt liegt. Die reduzierenden Grundwasserverhältnisse werden auch vom LGRB (2002) festgestellt, können aber nicht hinreichend geklärt werden. Möglich ist ein lokales Vorkommen an eisen- und manganhaltigem Gestein, worauf die erhöhten Konzentrationen hindeuten.

In der GWM 1 weichen die Nitratkonzentrationen nach oben ab, der Mittelwert liegt $72,6\text{ mg NO}_3/\text{l}$ 57% über den Nitratkonzentrationen an der 550 m entfernten Mörsbachbrunnen mit $46,3\text{ mg NO}_3/\text{l}$.

Das Phänomen der kleinräumig unterschiedlichen, zeitlich aber konstanten Verteilung der Nitratkonzentrationen wurden auch von OBERMANN & BUNDERMANN (1977, S. 291) in dem Einzugsgebiet eines Wasserwerkes (Niederrheinische Bucht) beschrieben. Die Autoren erklären sich die Beobachtung dadurch, dass „das Wasser bestimmter Stellen des Grundwasserleiters von jeweils denselben Stellen der Geländeoberfläche stammt“ und entsprechend der Nutzung und der hydrochemischen Verhältnisse geprägt wird.

In wieweit sich neben der anthropogenen Beeinflussung Trends auswerten lassen, soll anhand der zeitlichen Entwicklung der Konzentrationen geprüft werden.

5.4.2 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserqualität

Trotz der geringen Streuungen der Nitratkonzentrationen an den meisten Brunnen im Untersuchungsgebiet wird die zeitliche Entwicklung von Nitrat, Chlorid, Sulfat und Temperatur betrachtet, die Hinweise auf eventuelle Einflussfaktoren geben können. Zu den Trends zählt die Veränderung der Nitratkonzentrationen innerhalb mehrerer Jahre z.B. aufgrund wechselnder Bewirtschaftung. Über innerjährliche Schwankungen der Nitratkonzentrationen oder der Temperatur werden standortabhängige Einflussfaktoren untersucht.

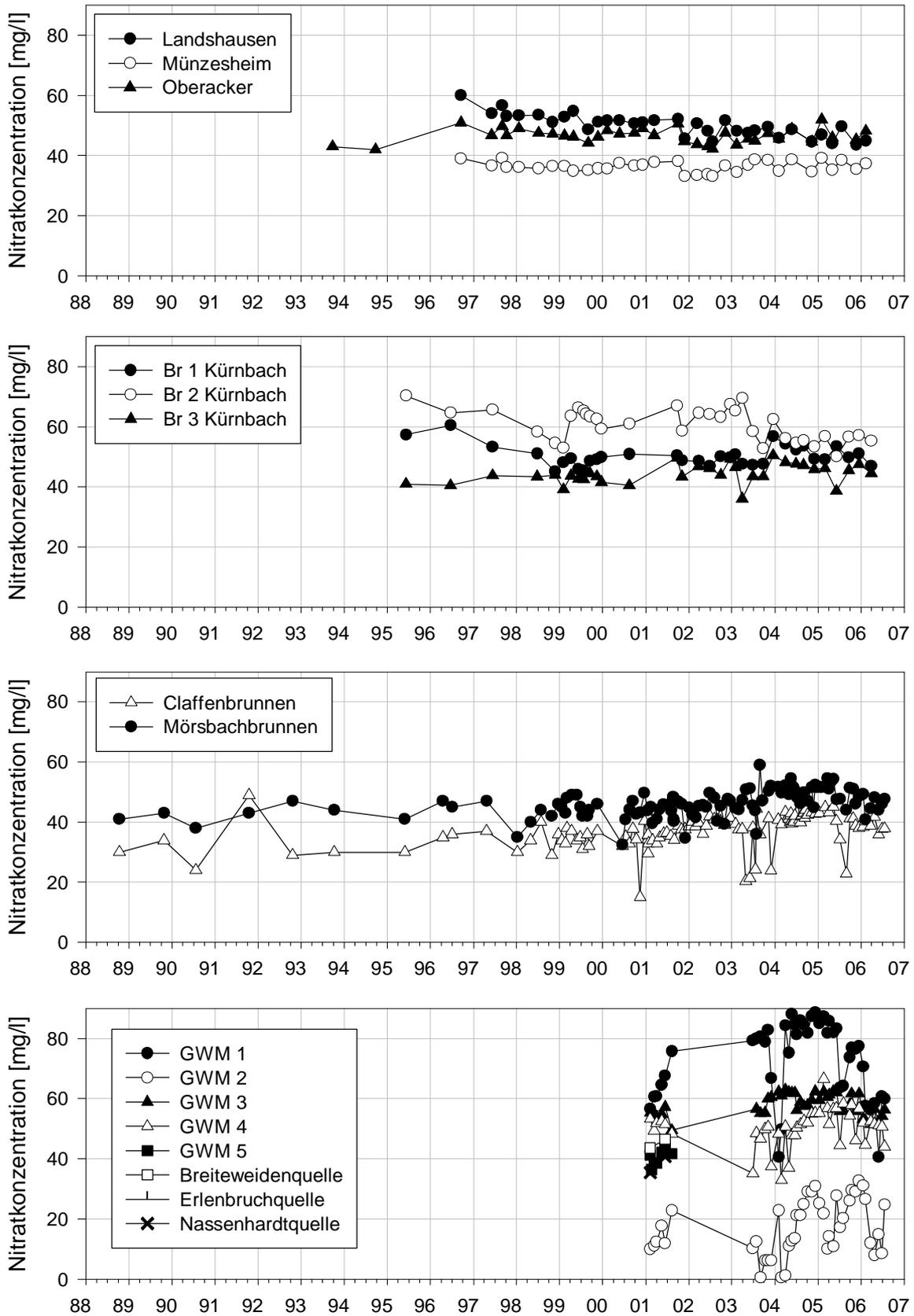


Abbildung 5-22 Verlauf der Nitratkonzentrationen in den Brunnen und Grundwassermessstellen des Untersuchungsgebietes, 1988 bis 2006

Beim Verlauf der Nitratkonzentrationen zeichnen sich über den Betrachtungszeitraum in keinem der Brunnen oder Grundwassermessstellen eindeutige Trends ab. Wie schon aus Abbildung 5-21 zu ersehen, liegen die Nitratwerte recht konstant und streuen wenig. Ausnahmen stellen der Claffenbrunnen, Mörsbachbrunnen und die Grundwassermessstelle (GWM) 1 dar. Im Claffenbrunnen ist ab Ende der 1990er Jahre ein stetiger Anstieg der Nitratkonzentrationen von 33-45 mg NO₃/l zu verzeichnen, ab 2005 ist der Trend wieder leicht rückläufig (siehe Abbildung 5-22).

Beim Mörsbachbrunnen verläuft die Nitratkonzentrationskurve parallel im Mittel um 9 mg NO₃/l über der des Claffenbrunnens. Ungewöhnlich beim Claffenbrunnen sind die von Zeit zu Zeit zu verzeichnenden „Einbrüche“ in der Höhe der Nitratkonzentrationen. Bei insgesamt 87 Messungen in den Jahren 2000 bis Juli 2006 wurden bei 6 Messungen mit ca. 20 mg/l deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen analysiert. Diese lagen im November 2000, April, Juni, Juli, November 2003 und August 2005 und fielen zusammen mit außergewöhnlich hohen Sulfatkonzentrationen. Diese Daten führen zu der im vorherigen Kapitel erwähnten Korrelation von steigenden Sulfat- und sinkenden Nitratkonzentrationen. Zurückzuführen ist dieser Befund auf das periodische Zuströmen des höher mineralisierten Grundwassers aus dem teilweise gespannten Grundwasserleiter im Unterkeuper.

Im Wasserschutzgebiet Zaisenhausen sind an der GWM 1 die höchsten Nitratkonzentrationen zu verzeichnen. Insgesamt steigen die Nitratkonzentrationen zwischen 2001 bis 2005 von ca. 60 mg/l auf knapp 90 mg/l an. In Stufen sinken die Konzentrationen auf unter 80 mg/l im Jahr 2006 und auf ca. 60 mg/l im Jahr 2007. Das erklärt den großen Streubereich der Messstelle in Abbildung 5-21. GWM 4 zeichnet diesen Verlauf nach, die Nitratkonzentrationen liegen aber um ca. 30 mg NO₃/l niedriger. Auch GWM 3 zeigt parallele Entwicklungen, allerdings verlaufen die Schwankungen nur um 10 mg NO₃/l nach oben bzw. unten und die Nitratkonzentration ist insgesamt höher als an GWM 4. Zur Erklärung der unterschiedlichen Nitratkonzentrationen an den GWM 1, 3 und 4 kann nur die Landnutzung herangezogen werden, da keine Messungen anderer Ionen vorliegen. Auch die Lage der GWM ist vergleichbar, alle liegen im Talgrund im Bereich des Kolluviums und weisen gleiche Bodenbedingungen auf. Unterschiede gibt es nur im Bereich der Landnutzung: GWM 3 und 4 liegen in direkter Nachbarschaft von Grünland bzw. Gehölzstreifen (siehe Abbildung 5-23), GWM 1 hingegen ein Stück weiter entfernt und ist überwiegend von Ackerland umgeben. Des weiteren liegt GWM 1 an einem Gewässer, das nicht an der Oberfläche fließt, sondern in einem alten, mit Löss bedecktem Bachtal.

Jahreszeitliche Nitratschwankungen sind nur in GWM 2 zu erkennen. Die Nitratkonzentrationen erreichen ihre tiefsten Werte bei unter 10 mg/l im Frühjahr und Frühsommer, danach steigen sie kontinuierlich an bis auf ca. 30 mg/l im Dezember, um

danach wieder zu sinken. Möglicherweise setzt die Denitrifikation erst am Ende der Sickerwasserperiode ein, wenn der Boden wassergesättigt und der Sauerstoffgehalt gering sind.

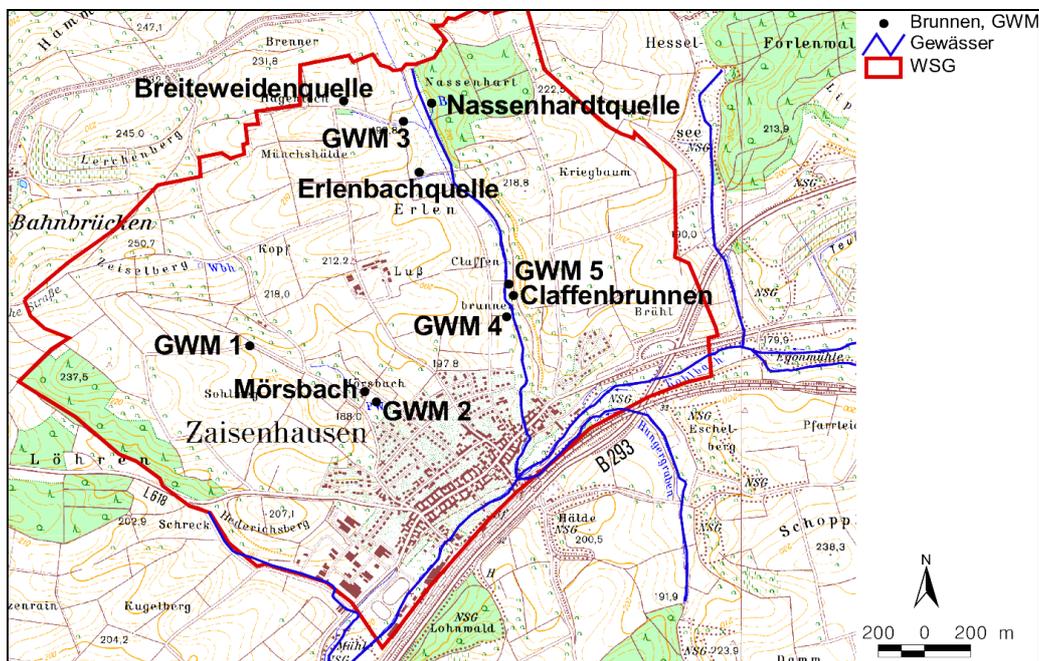


Abbildung 5-23 Wasserschutzgebiet Zaisenhausen mit Brunnen, Quellen und Grundwassermessstellen (TK: LV, 2001)

Die Temperaturveränderungen der Brunnen im Untersuchungsgebiet bewegen sich über den gesamten Untersuchungszeitraum um 3-5 °C zwischen 10-15 °C. Dabei handelt es sich um Grundwasserstände in ca. 6 m Tiefe. Meistens wurden nur einmal im Jahr Temperaturmessungen vorgenommen, so dass sich nichts über die innerjährlichen Schwankungen aussagen lässt. Nur im Wasserschutzgebiet Zaisenhausen wurden die Brunnen und Grundwassermessstellen zwischen 2004 bis 2006 regelmäßiger beprobt. Die innerjährlichen Temperaturveränderungen liegen an den aufeinanderfolgenden Jahren zwischen 0,5-1 °C und sind damit deutlich geringer als über die Betrachtung des gesamten Zeitraums.

Nach MATTHESS (1994, S. 286) klingen die Temperaturschwankungen mit der Tiefe in Abhängigkeit der Wärmeleitfähigkeit des Bodens ab. Das ist auch im Untersuchungsgebiet festzustellen. Die Brunnen, deren Grundwasserstände bis in 20 m Tiefe liegen, weisen nur noch Schwankungen um 3 °C auf, beim Tiefenbrunnen in 62 m Tiefe sind es nur 0,6 °C.

Insgesamt bestätigt der zeitliche Verlauf der Nitratkonzentrationen die charakteristischen Ausprägungen der einzelnen Messstellen. Im nächsten Schritt werden alle

Informationen zu den einzelnen Messstellen zusammengetragen, um diese Ausprägungen genauer zu untersuchen.

5.5 Vergleich der Modellergebnisse mit den Analysedaten

In diesem Schritt werden die berechneten Nitratgehalte im Sickerwasser mit den gemessenen Nitratgehalten im Grundwasser verglichen. Der Vergleich soll über die Güte der angewendeten Methode Auskunft geben sowie bei Abweichungen Aussagen über den Nitratabbau im Grundwasser ermöglichen.

Der Vergleich der berechneten Modellergebnisse mit den Grundwasserdaten erfolgt einzeln für jedes Wasserschutzgebiet (WSG). Exemplarisch wird die Berechnungsmethode am Beispiel des WSG Oberacker grafisch dargestellt (Abbildung 5-24). Für die anderen Brunnen wird auf eine Darstellung verzichtet. Insgesamt wird für jedes WSG nur eine Nitratganglinie berechnet.

Tabelle 5-13 Gemessene (gem.) und berechnete (ber.) Nitratkonzentrationen und prozentuale Differenzen (Diff.) der drei Brunnen in Kraichtal

Jahr	Oberacker			Münzesheim			Landshausen		
	gem.	ber.	Diff.	gem.	ber.	Diff.	gem.	ber.	Diff.
	[NO ₃ mg/l]		[%]	[NO ₃ mg/l]		[%]	[NO ₃ mg/l]		[%]
1996	51	64	25				60	62	3
1997	48	61	28				55	53	-2
1998	48	53	10	36	44	22	53	51	-3
1999	46	53	16	36	43	21	52	49	-5
2000	48	49	2	37	40	10	51	46	-9
2001	47	50	6	36	41	12	50	46	-7
2002	44	46	3	34	39	14	49	43	-11
2003	45	48	5	37	40	8	48	49	2

In der Abbildung 5-24 werden oben die berechneten jährlichen Verlagerungstiefen des Sickerwassers als Säulen dargestellt. Die x-Achse schneidet die y-Achse bei 5,60 m und repräsentiert den Grundwasserstand des Brunnens. Die jährlichen Verlagerungstiefen sind als Ganglinien eingezeichnet. Aufsummiert erreichen sie den Grundwasserspiegel im Mittel nach rund 7 Jahren. Entsprechend der vorhandenen Daten kann der Eintritt des Sickerwassers ins Grundwasser für die Jahre 1991 bis

1998 abgebildet werden. Die mittlere Graphik (Abbildung 5-25) stellt die berechneten jährlichen Nitratkonzentrationen des Sickerwassers als räumliche Aggregation des gesamten WSG dar. In der unteren Graphik (Abbildung 5-26) werden die räumlich und zeitlich aggregierten und berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser den gemessenen Jahresmittelwerten der Brunnen gegenübergestellt. Als Zeitraum wird dafür die Dauer der Sickerwasserverlagerung bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels (6,6 Jahre \approx 7 Jahre) herangezogen. Dementsprechend ist eine Gegenüberstellung erst von 1996 bis 2003 möglich.

In Tabelle 5-13 und Tabelle 5-14 sind die gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen aller Brunnen und die prozentuale Differenz gegenübergestellt. Die Auswertungen in Oberacker zeigen, dass die berechneten Daten gegenüber den gemessenen nach Abweichungen von ca. 25 % in den ersten beiden Jahren sich zunehmend annähern. In den Jahren 1989 und 1999 liegen die berechneten Daten noch 10 bzw. 16 % über den gemessenen und in den darauf folgenden vier Jahren bei 6 % oder weniger. Die mittlere Abweichung liegt bei 12 %.

Tabelle 5-14 Gemessene (gem.) und berechnete (ber.) Nitratkonzentrationen und prozentuale Differenzen (Diff.) der Brunnen in Kürnbach und der GWM 4 in Zaisenhausen

Jahr	Kürnbach Brunnen 1			Kürnbach Brunnen 2			Zaisenhausen GWM 4		
	gem.	ber.	Diff.	gem.	ber.	Diff.	gem.	ber.	Diff.
	[NO ₃ mg/l]		[%]	[NO ₃ mg/l]		[%]	[NO ₃ mg/l]		[%]
1995	57	55	-4						
1996	61	55	-9				58		
1997	53	50	-7	66	59	-10		55	
1998	48	46	-4	57	55	-2		48	
1999	48	46	-5	62	51	-19		49	
2000	51	42	-17	61	48	-21		45	
2001	50	46	-8	63	48	-24	51	46	-11
2002	49	45	-8	65	46	-30		43	
2003	50	49	-1	62	48	-23	45	45	0

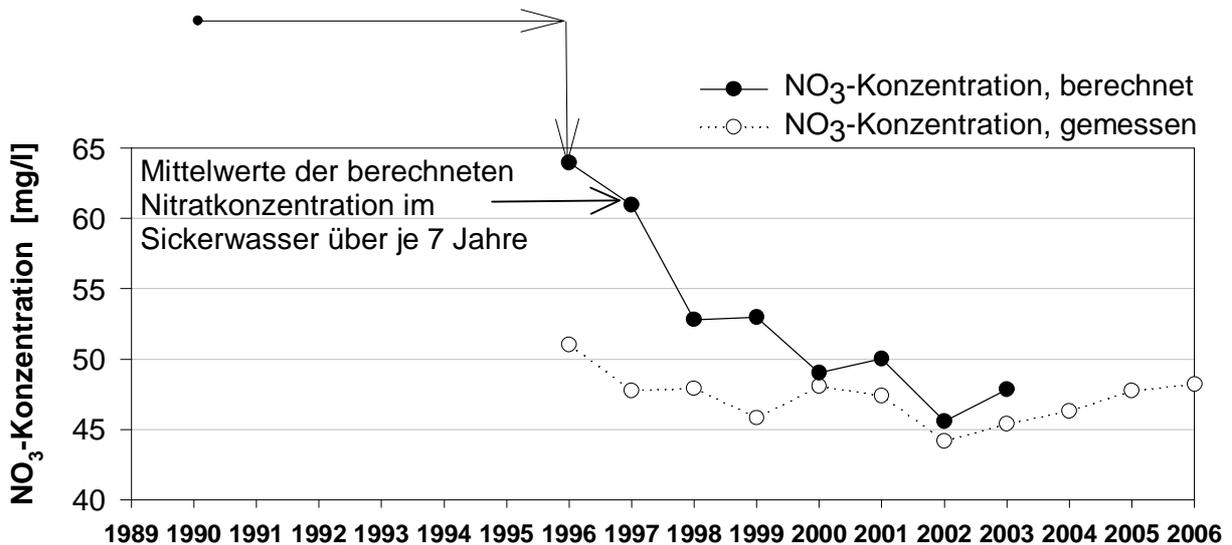
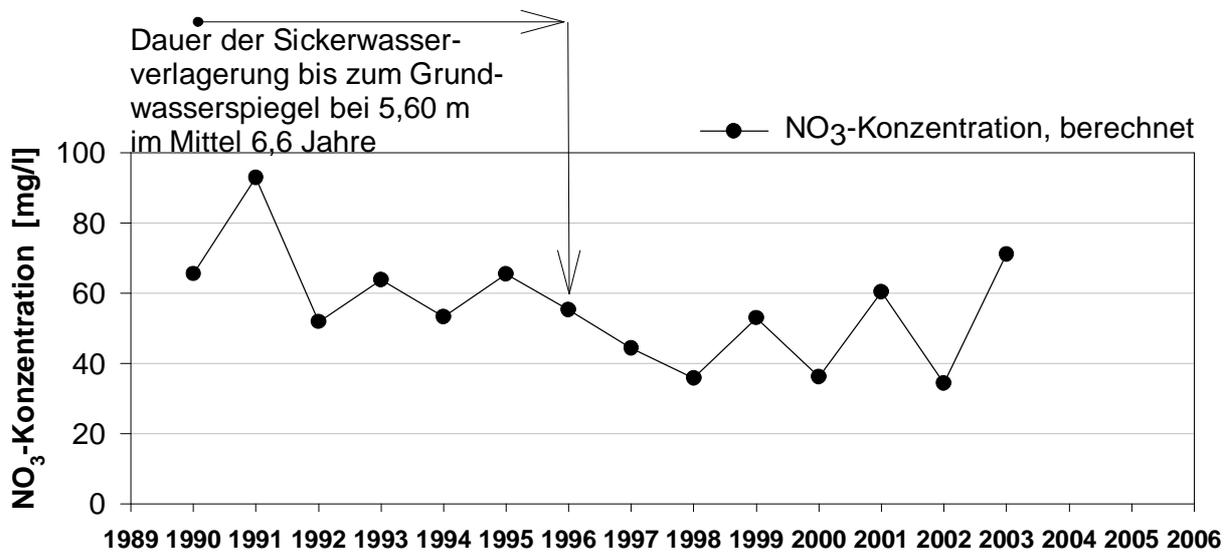
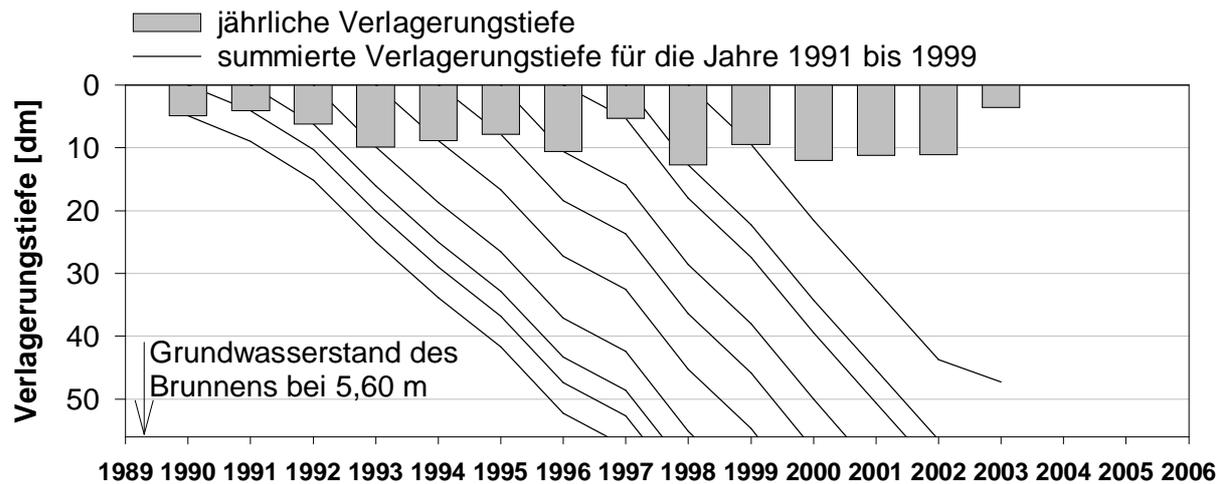


Abbildung 5-24 (oben) Berechnete Verlagerungstiefen des Sickerwassers (Säulen) und aufsummierte Verlagerungstiefen (Ganglinien), 1990 bis 1999

Abbildung 5-25 (mitte) Berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser, 1990 bis 2003

Abbildung 5-26 (unten) Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Trinkwasserbrunnen, WSG Oberacker, 1996 bis 2006

In den Brunnen von Landshausen und Kürnbach (Brunnen 1) bilden die berechneten Nitratkonzentrationen die gemessenen relativ gut ab, die mittleren Differenzen liegen in Landshausen bei $-4 \pm 5 \%$ und in Kürnbach bei $-7 \pm 5 \%$. Etwas weiter liegen die Werte in Münzesheim und in Kürnbach (Brunnen 2) auseinander. In Münzesheim liegen die berechneten Werte im Mittel $14 \pm 6 \%$ über den gemessenen, in Kürnbach (Brunnen 2) im Mittel um $-18 \pm 9 \%$ darunter.

Bei den Brunnen Münzesheim und Oberacker gleichen sich die berechneten Werte im Laufe der Jahre gut an die gemessenen an. In Landshausen und Kürnbach Brunnen 1 stellen sich bis jeweils auf einen Ausreißer die Werte mit Differenzen mit $-3 \pm 4 \%$ bzw. $-6 \pm 3 \%$ durchgehend relativ gut dar.

In Zaisenhausen liegen die beiden Brunnen mit Grundwasserständen von 20 bzw. 26 m so tief, dass über den betrachteten Zeitraum das Sickerwasser rein rechnerisch den Grundwasserspiegel nicht erreicht. Die Aufenthaltszeit des Sickerwassers beträgt demnach 29 bzw. 36 Jahre. Isotopenhydrologische Untersuchungen (LGRB, 2002) haben allerdings Aufenthaltszeiten von maximal zehn Jahren gezeigt. Bei Annahme einer Aufenthaltszeit von zehn Jahren ergibt sich beim Mörsbachbrunnen eine mittlere Übereinstimmung von $9 \pm 7 \%$. Beim Claffenbrunnen ist die prozentuale Differenz im Mittel mit $42 \pm 7 \%$ deutlich größer (ohne Tabelle).

Von den fünf Grundwassermessstellen (GWM) erlauben jeweils nur Messungen aus zwei Jahren den Vergleich, deswegen wurde mit Ausnahme der GWM 4 auf eine Auflistung verzichtet. An der GWM 4 bilden die berechneten Daten die gemessenen mit Differenzen von 0 bzw. -11% am besten ab. Die GWM 1, 3 und 5 zeigen Differenzen im zweistelligen Bereich zwischen $-14 - 42 \%$ (ohne Abbildung). Die größten Abweichungen zeigt erwartungsgemäß GWM 2, bei der durch die reduzierenden Verhältnisse die berechneten Nitratkonzentrationen weit über den gemessenen liegen (2- bis 5-fach).

Der Brunnen 3 in Kürnbach wurde aufgrund der Tiefe von 62 m und der Erschließung eines anderen Grundwasserhorizonts von diesen Betrachtungen ausgeschlossen.

Um die Qualität der Ergebnisse und die Über- bzw. Unterschätzung genauer beurteilen zu können, ist ein Blick auf die gemittelten Eingangsdaten (Tabelle 5-10) und Ergebnisse (Tabelle 5-15) und die daraus ermittelte prozentuale Differenz notwendig. Generell können Abweichungen zwischen Berechnung und Messung von bis zu 20-30 % als gut betrachtet werden. Das trifft auf fünf der sieben betrachteten Brunnen zu. Die höchsten Abweichungen mit 29 % beim Claffenbrunnen ist auf den Zufluss anderer Grundwasseranteile zurückzuführen, die zu einer Verdünnung führen. Der Brunnen 2 Kürnbach wurde nach Angaben des GLA (1979) 5,5 m tiefer abge-

teuft als Brunnen 1, wird aber von demselben Grundwasserkörper gespeist. Möglicherweise erschließt Brunnen 2 dadurch andere, nitratreichere Grundwasserströme aus anderen Bereichen des WSG. Die Lage der Brunnen 1 und 2 in Kürnbach in Tal-lage am Gewässer ist vergleichbar und lässt keine Rückschlüsse auf Unterschiede im Boden oder in der Landnutzung zu (siehe Abbildung 5-16).

Tabelle 5-15 Gemittelte Eingangsdaten, mittlere gemessene und berechnete Nitratkonzentration der Brunnen und prozentuale Differenz

Brunnen	Tiefe [m]	Nmin [kg N/(ha·a)]	NO ₃ , gem. [mg/l]	NO ₃ , ber. [mg/l]	Diff. [%]	A [a]
Münzesheim	5,8	33	36	41	13	8,5
Oberacker	5,6	38	47	53	11	6,6
Landshausen	5	41	52	50	-2	6,2
Kürnbach Brunnen 1	3	39	52	48	-8	4,0
Kürnbach Brunnen 2	6,5	39	62	51	-23	7,8
Kürnbach Brunnen 3	62		44			74
Zaisenhausen Claffenbr.	20	38	35	49	29	10*
Zaisenhausen Mörsbachbr.	26	38	44	49	9	10*
Zaisenhausen GWM 1,2,3,5	6	38		46		8,4
Zaisenhausen GWM 4	5	38	48	45	-6	7,0

* laut LGRB (2002)

mit: Tiefe – Brunnentiefe, Nmin – mineralisierter Stickstoff, NO₃, gem. – gemessene Nitratkonzentration, NO₃,ber. – berechnete Nitratkonzentration, Diff. – prozentuale Differenz, A – Aufenthaltsdauer

Die Berechnungen der Nitratkonzentrationen in den WSG liegen im Mittel zwischen 41-53 mg NO₃/l und stehen gemessenen Nitratkonzentrationen in den Brunnen zwischen 35-62 mg NO₃/l gegenüber. Die niedrigste Nitratkonzentration wurde für das WSG Münzesheim berechnet. Der Blick auf die Eingangsdaten (Tabelle 5-10) zeigt dort Böden mit der höchsten nutzbaren Feldkapazität und dadurch der geringsten Sickerwasserrate, aber auch den niedrigsten Nmin-Werten. In Oberacker verhält es

sich genau umgekehrt, aufgrund der geringsten Feldkapazität kommt es selbst mit N_{min} -Werten im mittleren Bereich zu den höchsten berechneten Nitratkonzentrationen. Insgesamt sind die Unterschiede in den Eingangsdaten im Mittel mit Unterschieden zwischen dem größten und kleinsten Wert (FK, NFK und Q_{BAS}) von 20-24 % gering und zeigen, dass die standörtlichen Bedingungen im Untersuchungsgebiet relativ einheitlich sind.

Die Unterschiede bei den berechneten Nitratkonzentrationen liegen bei 29 %, bei den gemessenen bei 77 % und zeigen damit die bereits beschriebene kleinräumige Variabilität der Nitratkonzentration.

An keiner der Messstellen mit Ausnahme der GWM 2 konnte ein Nitratabbau durch Denitrifikation in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter nachgewiesen werden (siehe Kapitel 5.4.1). Gegen einen Abbau durch Denitrifikation sprechen nach WENDLAND & KUNKEL (1999):

- Sauerstoffgehalte > 2 mg/l,
- Eisen(II)-Gehalt < 0,2 mg/l,
- Mangan(II)-Gehalt < 0,05 mg/l und
- Nitratgehalte > 1 mg/l.

Die Verhältnisse im Grundwasserleiter sind in Bezug auf diese Werte eindeutig einzuschätzen. Würde Denitrifikation zu einem nennenswerten Nitratabbau führen, müssten außerdem die gemessenen Nitratgehalte deutlich unter den berechneten liegen. Eine Erklärung für die denitrifizierenden Verhältnisse an GWM 2 kann neben dem Vorkommen an Eisen und Mangan auch die Lage in der Talaue sein. In den Auebereichen herrschen durch feuchte Bedingungen und humusreiche Böden denitrifizierende Verhältnisse. Auch HEYDER (1992) beschreibt besonders feuchte Bereiche in der ungesättigten Zone als günstige Voraussetzung für die Ausbildung anaerober Mikrozonon.

Insgesamt konstatiert HEYDER (1992), in Übereinstimmung mit SCHULTE-KELLINGHAUS (1988), durch Untersuchungen des Solums bis in 12 m Tiefe, die Wahrscheinlichkeit für Denitrifikation in der ungesättigten Zone von Lössstandorten als gering, wenn nicht durch fossile humose Zonen im Untergrund das Potential an abbaubarem Kohlenstoff erhöht ist. Auch KINZELBACH ET AL. (1992), die Nitratkonzentrationsanstiege im Grundwasser im Wasserwerk Bruchsal-Karlsdorf auf deren Ursachen hin untersuchten und entsprechende Messungen durchführten, schätzen die Denitrifikation im landwirtschaftlich genutzten Teil des Untersuchungsgebiets als gering ein. BECKER, K.-W. (1999b) erstellte zahlreiche Nitrat-Tiefenprofile auf tiefgründigen Lössböden

und schlussfolgerte, dass aufgrund fehlender organischer Substanz als Energieträger für die Dränzone keine nennenswerten Denitrifikationsbeträge zu erwarten sind.

Im Weiherbachprojekt wurden ebenfalls Untersuchungen zur Nitratverlagerung anhand von Nitrat-Tiefenprofilen durchgeführt (LUFA, 1996). In Abhängigkeit des Standortes konnte eine durchschnittliche Verschiebung der Nitratpeaks von Jahr zu Jahr von ca. 2 m Bodentiefe festgestellt werden. An Hangstandorten wurden die Nitratverlagerung zusätzlich durch einen hangparallelen Zufluss beeinflusst, der eine Zu- oder Abnahme der Nitratprofile zur Folge haben konnte. Im Vergleich von Kuppenlage und Hangfuß wurden am Hangfuß geringere Stickstoffmengen vorgefunden, die sowohl auf eine bessere Ausschöpfung durch die Pflanzen als auch auf günstigere Denitrifikationsbedingungen zurückgeführt werden. Explizite Aussagen zur Denitrifikation werden nicht gemacht. LEIDIG (1997), der sich innerhalb des Weiherbachprojektes mit der Denitrifikation beschäftigte, konzentrierte sich auf den Bearbeitungshorizont und machte ebenfalls keine Aussagen zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der methodische Ansatz die Nitratgehalte im Grundwasser aus den Bodenstickstoffgehalten und der Sickerwasserrate zu berechnen im Untersuchungsgebiet gut geeignet ist. Auch in den Wasserschutzgebieten bilden die berechneten Nitratgehalte die gemessenen gut ab. Das zeigt sich an der prozentualen Differenz und im jährlichen Verlauf (Abbildung 5-26).

Zurückzuführen ist die relative gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Monitoringdaten auf die im Untersuchungsgebiet herrschenden Klima- und Standortbedingungen und eine gleichmäßige Sickerwasserbewegung. Die Niederschläge sind im Bezug auf die Wasserspeicherkapazität so hoch, dass über Winter ein fast kompletter Austausch des Bodenwassers gewährleistet ist, wie sich ebenfalls an der hohen Abhängigkeit der N_{min} -Werte vom Niederschlag erkennen lässt.

Besonders zeichnen sich aber auch die kleinräumig differenzierten hydrologischen Verhältnisse ab. Die Unterschiede der Nitratgehalte in den Wasserschutzgebieten lassen sich auf verschiedene Ursachen zurückführen. Bei nur geringfügig unterschiedlichen Standortbedingungen machen sich in erster Linie die stoffliche Eintragungssituation in Form höherer N_{min} -Werte, der Zustrom nitratreichen Sickerwassers und die Erschließung gering belasteten Grundwassers bemerkbar.

Weiterhin ist im Untersuchungsgebiet in der ungesättigten Zone und im Grundwasser kein bedeutender Nitratabbau durch Denitrifikation festzustellen. Im Zuge der Untersuchungen wurde immer wieder auf die hohe Variabilität von Umsetzungsprozessen des Stickstoffhaushalts und die Heterogenität von Standorten hingewiesen. In die-

sem Zusammenhang muss innerhalb der Landschaft davon ausgegangen werden, dass auch Denitrifikation überall dort stattfinden kann, wo entsprechende Bedingungen vorhanden sind, wie sich an der Grundwassermessstelle 2 im Wasserschutzgebiet Zaisenhausen zeigt. Dieser Prozess muss aber zeitlich nicht kontinuierlich sein und kann auf kleinste Teilräume beschränkt sein.

Als Retentionsräume innerhalb der Landschaft können schließlich noch die Auenbereiche funktionieren. Der Frage, inwieweit sich auf Basis der vorhandenen Modellergebnisse und Monitoringdaten Hinweise auf Abbau- oder Umsetzungsprozesse in den Auen finden lassen, wird in Kapitel 6.4 nachgegangen. Diese Umsetzungsprozesse müssen quantifizierbar sein, damit eine Einbindung des hier angewendete Modellansatz innerhalb konzeptioneller Modelle zur Berechnung der Stickstoffeinträge in Fließgewässer erfolgen kann.

6 Schlussfolgerungen

6.1 Stickstoffemissionen

Bislang erfolgte lediglich ein Blick und ein Abgleich der Daten innerhalb der Wasserschutzgebiete (WSG). Da der Ansatz aber auf das gesamte Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs zur Anwendung kam, wird anhand der Stickstoffemissionen im Sickerwasser ein Überblick über die gesamten eingetragenen Frachten vorgenommen. Verglichen werden die Ergebnisse mit denen anderer Autoren sowie die Frachten der Flächen innerhalb und außerhalb der Wasserschutzgebiete.

Die Stickstofffrachten unterhalb der durchwurzelten Zone, die mit dem Sickerwasser ausgetragen werden, berechnen sich im Untersuchungsgebiet insgesamt im Mittel auf jährlich 577 t N/a. Dabei bewegen sich die Emissionen in niederschlagsarmen Jahren (Abbildung 6-1) zwischen 300-400 t N/a (Minimum 2003: 314 t/a) und in niederschlagsreichen Jahren mit den höchsten Frachten auf 785 (1993) bzw. 822 t N/a (2001) (siehe auch Tabelle 5–6, Abbildung 5–1).

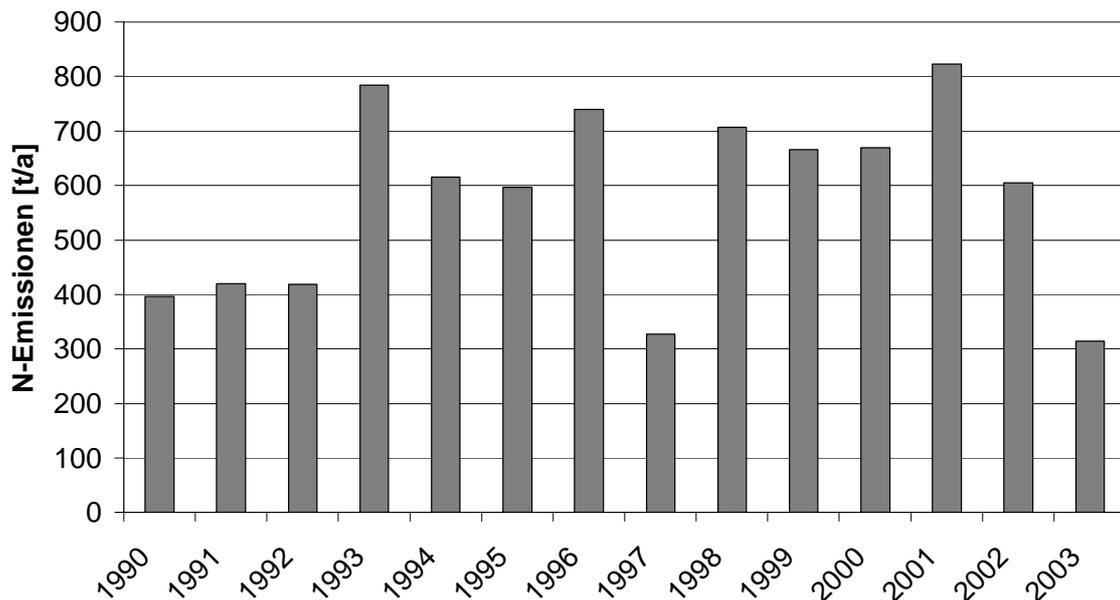


Abbildung 6-1 Jährliche berechnete Stickstoffemissionen im Sickerwasser, 1990 bis 2003

Zur Einordnung der berechneten Stickstofffrachten gegenüber vergleichbaren methodischen Ansätzen werden die Ergebnisse des Eintragspfads Grundwasser aus dem Modell MONERIS herangezogen. In MONERIS werden die Wasserflüsse aus der Wasserhaushaltsbilanz berechnet und die Stickstoffgehalte aus den landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzen abgeleitet und zu Gesamtemissionen verrechnet. Tabelle 6-1 führt die Stickstoffemissionen aus verschiedenen Gebieten auf, die mit

MONERIS mit unterschiedlichen Datensätzen modelliert wurden und stellt sie den Ergebnissen aus dieser Arbeit gegenüber (Nmin-Ansatz):

- Auf Bundesebene wurden die Stickstoffemissionen für Deutschland (MONERIS D) für die großen Flusseinzugsgebiete kalkuliert. Da das Untersuchungsgebiet keine eigene Betrachtung findet, werden nur die spezifischen Frachten für das Rheingebiet angegeben.
- Auf Landesebene wurde das Modell für Baden-Württemberg (MONERIS BW) angepasst. Hier wurde das Einzugsgebiet des gesamten Kraichbachs als Teileinzugsgebiet modelliert. Es werden daher sowohl die spezifischen Frachten für den Oberrhein in Baden-Württemberg (MONERIS BW) als auch die Stickstoffemissionen aus dem gesamten Kraichbach-Einzugsgebiet (MONERIS Kraichbach) angegeben.
- Eine regionale Anpassung des Modells für den oberen Kraichbach wurde im Kraichbachprojekt vorgenommen.

Tabelle 6-1 Stickstoffemissionen über den Grundwasserpfad aus MONERIS

	N-Frachten über das Grundwasser [t/a]	spezif. Frachten [kg N/(ha-a)]
MONERIS D (BEHRENDT ET AL., 2003)		11
MONERIS BW (BEHRENDT ET AL., 2001)		17
MONERIS Kraichbach (BEHRENDT ET AL., 2001)	248	
Kraichbachprojekt (FUCHS ET AL., 2004)	335	21
Nmin-Ansatz	577	36

Die berechneten N-Gesamtemissionen und spezifischen Frachten aus dieser Untersuchung liegen deutlich über den Ergebnissen der anderen Projekte. Zurückzuführen ist das darauf, dass es sich bei den in dieser Arbeit berechneten Frachten um Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser handelt und ein Abbau im Grundwasser oder beim Übertritt des Grundwassers in den Auebereich nicht berücksichtigt wird (siehe auch Kapitel 6.4). Die deutlich höheren Nitratausträge im Vergleich zu den anderen Modellen, die anhand der Grundwasserdaten verifiziert wurden, können aber auch aus dem Einsatz der empirischen Datensätze (Nmin-Daten) resultieren. Die Tendenz wird bereits im Kraichbachprojekt deutlich: durch den Einsatz regiona-

ler, flächenspezifischer Datensätze mussten die N-Gesamtemissionen, die über das Grundwasser in den Kraichbach gelangen, deutlich nach oben korrigiert werden.

Über die flächenspezifische Fracht soll in einem parallelen Schritt die Güte der Gesamtergebnisse abgeschätzt werden. Die flächenspezifische Fracht liegt im Mittel über das gesamte Einzugsgebiet bei $36 \pm 11 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Werden die eingetragenen Bodenstickstoffmengen in Form der N_{min} -Werte den ausgetragenen Stickstofffrachten rein rechnerisch gegenübergestellt, erhält man Austragssalden zwischen minus 15-54 $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ (Mittel: $9 \pm 22 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$).

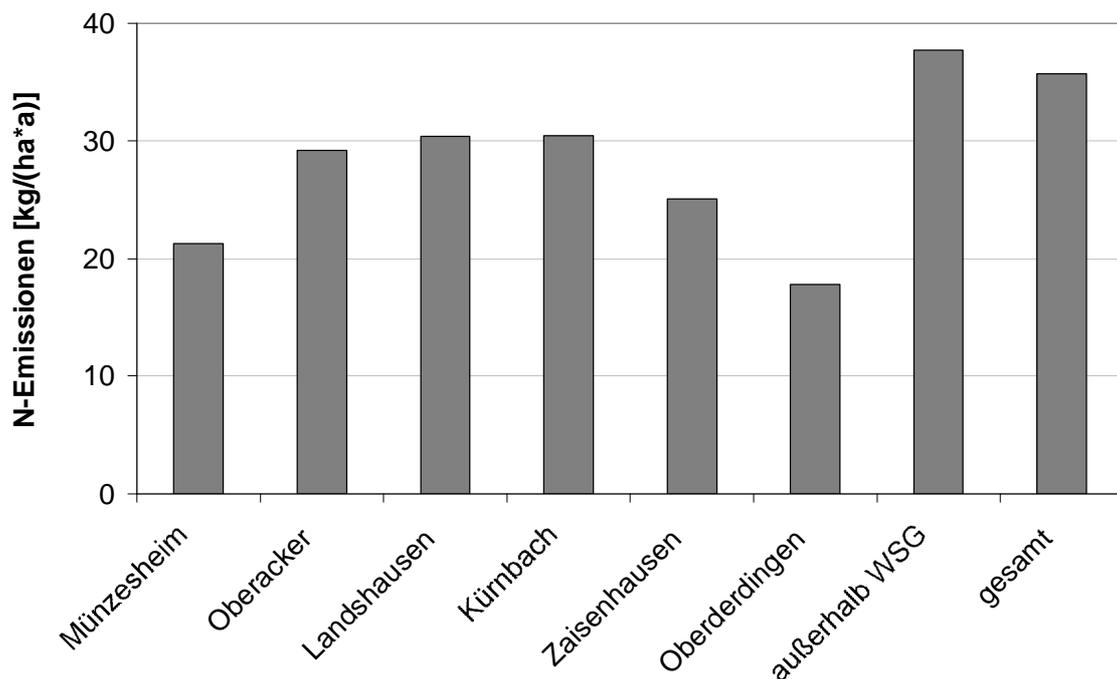


Abbildung 6-2 Berechnete flächenspezifische Stickstoffemissionen innerhalb und außerhalb der Wasserschutzgebiete

Innerhalb der WSG zeichnen sich durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsmethoden deutlich verringerte Bodenstickstoffgehalte ab, die zu geringeren, mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stickstoffmengen führen (Abbildung 6-2). Innerhalb der WSG liegen die berechneten Stickstoffemissionen zwischen 18-30 $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und sind damit um 7-16 $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ niedriger als die Emissionen der Flächen außerhalb der WSG mit 38 $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$.

Zum weiteren Datenabgleich lassen sich nur die folgenden Literaturangaben heranziehen, die unterschiedliche Böden untersuchten. Die Berechnungen der spezifischen N-Austräge erfolgen durch Lysimetermessungen.

SCHLÜTER (1997) untersuchte in der Siegaue Nitratausträge bis in eine Tiefe von 180 cm mittels keramischer Saugkerzen. Unter den Böden mit unterschiedlich mächtiger Hochflutlehmauflage konnte er zeigen, dass unter einer konventionell bewirtschafteten Fläche innerhalb von zwei Jahren 199 kg N/(ha·2a) mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgetragen wurden. Im gleichen Zeitraum fand unter organischer Wirtschaftsweise mit Zwischenfruchtanbau eine Auswaschung von 52 kg N/(ha·2a) statt.

HEYDER (1992) beschäftigte sich ebenfalls mit Wasserhaushalt, Nitratgehalten und Verlagerungsstrecken des Bodenwassers bewirtschafteter tiefgründiger Lössstandorte. Sie errechnete für den zweijährigen Untersuchungszeitraum eines Gülle-Standortes durchschnittliche jährliche Nitratausträge ins Grundwasser von 123 kg N/(ha·a) und für einen langjährig mineralisch überdüngten Standort sogar 243 kg N/(ha·a).

HAFERKORN (2000) installierte Lysimeter u. a. im mittelsächsischen Lösshügelland mit mehreren Metern mächtigen Lössböden, um den Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf den Wasserhaushalt und Stoffaustrag zu untersuchen. Im Mittel wurden N-Austräge von 5-44 kg N/(ha·a) ermittelt (KNAPPE ET AL., 2002). Lysimetermessungen sorptionsstarker Löss-Parabraunerden wiesen nur geringe N-Austräge von 7 kg N/(ha·a) auf. Sehr hohe Feldkapazitäten an diesen Standorten resultieren in geringen Sickerwasserraten und führen zu einem äußerst geringen Verlagerungsrisiko. Die Nitratgehalte im Sickerwasser zeigten dennoch Konzentrationen von immerhin 60 mg NO₃/l auf (HAFERKORN, 2000, S. 107-111).

SCHEFFER & ORTSEIFEN (1997) ermittelten ebenfalls mit Hilfe von N_{min}-Werten aus dem Herbst, der winterlichen Sickerwassermenge und Bodeneigenschaften die Nitratausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Mit dem verwendeten Ansatz, der mit dem in dieser Arbeit angewandten vergleichbar ist, berechneten die Autoren für die Böden Niedersachsens einen durchschnittlichen Nitrataustrag von 41 kg N/(ha·a).

Der Nähe zum Untersuchungsgebiet wegen seien die Untersuchungen von STURM ET AL. (2004) im Wasserschutzgebiet Bruchsal erwähnt. Es wurden Freilandlysimeter und Saugkerzen zur Gewinnung von Sicker- bzw. Bodenwasser installiert, die der Ermittlung der Nitratauswaschung dienten. Auf den Parabraunerden aus lehmigem Sand auf quartären Sanden und Kiesen des Rheins wurden zwischen November 2001 bis Dezember 2003 ein Sickerwasseranfall von 850 mm und ein Nitrataustrag von 320 kg NO₃-N/(ha·3a) gemessen. Der Standort in der Oberrheinebene weist einen etwa 14 % höheren Sickerwasseranfall auf, der Nitrataustrag liegt etwa um das 2,8-fache höher als im Untersuchungsgebiet.

Anhand der Lysimetermessungen lässt sich wiederum erkennen, dass die Höhe der Stickstoffauswaschungen abhängig ist von der Bewirtschaftung wie z.B. dem Anbau der Zwischenfrüchte, der Düngeart und der Bodenart. Die Aussagen zur nitratreduzierenden Wirkung im Boden durch den Anbau von Zwischenfrüchten und der Bewirtschaftungsweise in den WSG können die Berechnungen dieser Arbeit bestätigen. Insgesamt streuen die durch Lysimetermessungen ermittelten ausgetragenen spezifischen Frachten sehr stark und zeigen erneut die hohe Variabilität die mit dem Austrag von Nitrat verbunden ist. Die in dieser Arbeit kalkulierten Stickstofffrachten decken sich größenordnungsmäßig mit einem Teil der Literaturangaben und bewegen sich insgesamt im Mittelfeld. Abschließend bleibt festzustellen, dass weder durch den Vergleich mit den modellierten N-Frachten aus MONERIS noch mit den gemessenen N-Frachten aus Lysimetermessungen die Qualität dieser Ergebnisse zweifelsfrei beurteilt werden kann. Eine Gegenüberstellung von Monitoringdaten vor Ort, wie sie in dieser Arbeit anhand der Grundwasserdaten erfolgt, ist für eine Verifikation konzeptioneller Ansätze unabdingbar.

6.2 Bodenstickstoffhaushalt

In Kapitel 5.1.4 wird anhand der Gegenüberstellung von Frühjahrs-Nmin-Daten und Temperaturdaten versucht eine Aussagen über die Netto-Mineralisierung während des Winters zu gewinnen. Diese Fragestellung wird noch einmal aufgegriffen werden, indem über die Veränderungen der Nmin-Daten vom Herbst zum Frühjahr das Potential der Netto-Mineralisierung wiedergeben werden soll. Bei der Netto-Mineralisierung handelt es sich um eine summarische Betrachtung aller im Boden stattfindenden Umsetzungsprozesse. Eine Zunahme der Nmin-Werte im Winter bedeutet eine größere Bereitstellung von Nitrat gegenüber dem Verlust durch Abbau oder der Auswaschung.

Zur genauen Untersuchung können nur die Daten der Wasserschutzgebiete herangezogen werden, da nur diese im Herbst und Frühjahr beprobt werden (siehe Abbildung 6-3).

Auf Basis der mittleren Nmin-Werte aus Herbst und Frühjahr der Jahre 1993 bis 2005 beträgt die durchschnittliche Zunahme des Stickstoffgehaltes im Boden (0-90 cm) über Winter ca. 3 kg N/(ha·a). Bei Berücksichtigung der beiden in Kapitel 5.1.2 gewählten Zeitabschnitte von 1994 bis 1999 und 2000 bis 2005 steigen die Nmin-Werte im Winter im ersten Abschnitt um 10 kg N/(ha·a) und sinken im zweiten Abschnitt leicht um 2 kg N/(ha·a). Für den zweiten Zeitraum stehen allerdings nur drei mittlere Jahreswerte für die untere Bodenschicht zur Verfügung.

In den Jahren von 1994 bis 1999 kommt es in der obersten Bodenschicht (0-30 cm) zu einer Zunahme der Nmin-Werte von 7 kg N/(ha-a). In der mittleren beträgt die Zunahme 1 kg N/(ha-a) und in der unteren 3 kg N/(ha-a). Das weist auf eine stärkere Netto-Mineralisation im Oberboden hin. Die Böden erwärmen sich im Frühjahr von oben und damit beginnt auch die Stickstoffmineralisation.

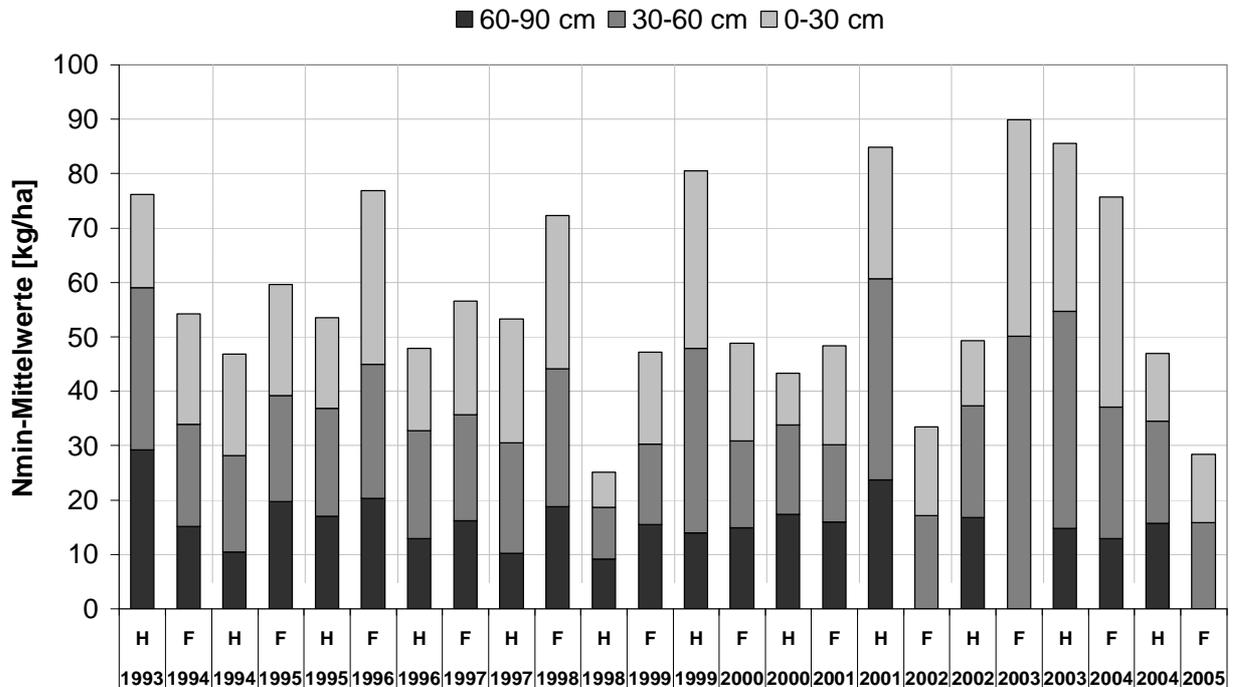


Abbildung 6-3 Nmin-Herbst- und Frühjahrswerte der Wasserschutzgebiete, chronologisch von Herbst (H) 1993 bis Frühjahr (F) 2005

Auch im zweiten Zeitabschnitt von 2000 bis 2005 zeichnet sich diese Netto-Mineralisation in der obersten Schicht ab, die mit ca. 4 kg N/(ha-a) aber geringer ausfällt. Eventuell könnte dies auf eine stärkere Stickstoffaufnahme durch den Anbau von Zwischenfrüchten oder einen Rückgang des organischen N-Pools durch eine veränderte Bewirtschaftungsweise zurückzuführen sein. In der mittleren und unteren Schicht hingegen kommt es zu einer leichten Reduzierung der Bodenstickstoffgehalte von 5 kg N/(ha-a) (30-60 cm) bzw. 1 kg N/(ha-a) (60-90 cm). Die leichte Abnahme der N-Gehalte im Boden über Winter könnte in den eher sickerwasserreichen Jahren (2000 bis 2002) (siehe Tabelle 5–6) auf Auswaschung und in den eher trockenen Jahren 2003 und 2004 auf Immobilisationsprozesse zurückzuführen sein. Für 2005 liegen keine Daten vor.

In den Einzeljahren unterliegt die Zu- bzw. Abnahme der Bodenstickstoffgehalte jedoch großen Unterschieden von insgesamt zwischen -32 bis +57 kg N/(ha-a). Auch wenn es sich hier bei der Zunahme der Bodenstickstoffgehalte mit der Netto-

Mineralisation nur um einen Summenparameter handelt, sollen ein paar Literaturwerte zum Vergleich herangezogen werden:

STURM & KIEFER (2004) beziffern die Mineralisierungsrate in lehmigem Sand in der Oberrheinebene auf rund 45 kg N/(ha-a) bzw. 3-5 % des Gesamt-Stickstoffgehalts im Oberboden. LORENZ (1992) nennt in situ mineralisierte N-Mengen im Oberboden eines Lössbodens im Kraichgau von 60-180 kg N/(ha-a), entsprechend 2,4-3,1 % des organischen N-Vorrates (S. 133 f.), und die in den Unterböden auf zwischen 15-40 % der in den Oberböden ermittelten N-Mengen (S. 139). HONISCH (1996) gibt die N-Nachlieferung an denselben Standorten mit 203-256 kg N/(ha-a) und 3,8-4,8 % des N-Vorrates im Oberboden sogar noch etwas höher an.

Die in der Literatur aufgeführten Werte weisen recht unterschiedliche Höhen auf und sind natürlich abhängig von den Standortbedingungen. Die untere Grenze wird aber selbst von den hier grob berechneten Netto-Mineralisierungsraten erreicht. Die Spannen, die in der Literatur angegeben werden, sind neben der Variabilität auch auf die Heterogenität zurückzuführen, die bei allen Verlagerungs- und Umsatzprozessen unterhalb des Wurzelraumes in der ungesättigten und gesättigten Zone eine entscheidende Rolle spielen (SPRINGBOB, G. & J.BÖTTCHER, 1999).

Wie sich hier zeigt, eignen sich die Nmin-Daten nur bedingt zu Aussagen hinsichtlich der Quellenfunktion des Bodenstickstoffhaushaltes. Die Nmin-Daten sind als Summenparameter aller Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden geeignet Aussagen darüber zu treffen, welche Prozesse des Bodenstickstoffhaushaltes bzw. der Auswaschung im Winter überwiegen können. Für die Abschätzung der Stickstoffausträge oder in Zusammenhang mit Bewirtschaftungsfragen sind diese Aussagen ausreichend. Zu genaueren Untersuchungen der Netto-Mineralisation im Winter muss die Abhängigkeit zu anderen Faktoren im Boden wie Humusgehalt, Bodenwassergehalt oder Frost-Auftau-Phasen geprüft werden.

6.3 Bewirtschaftungseinfluss

Macht sich die in den Wasserschutzgebieten (WSG) veränderte Bewirtschaftungsweise durch eine Reduzierung der Bodenstickstoffgehalte bemerkbar? Die Entwicklung der herbstlichen Nmin-Werte (siehe Abbildung 5–1) lässt bei Betrachtung der absoluten Werte zunächst keinen Trend erkennen. Da die Witterung als einziger Faktor einen relativ eindeutigen Einfluss auf den Bodenstickstoffgehalt hat, wird die Niederschlagshöhe herangezogen, um die Entwicklung der Nmin-Werte auf einen Trend zu prüfen.

Dazu wird die Abhängigkeit der Nmin-Daten von den Niederschlagssummen für drei getrennte Abschnitte untersucht. Aus Gründen der Datenmenge und Unterscheidung der Bewirtschaftungsweise in drei Phasen der 1. Einführung, 2. Umstellung und 3. Etablierung der neuen Bewirtschaftungsmethoden, wurden drei Zeitabschnitte gewählt: 1. 1989 bis 1993, 2. 1994 bis 1999 und 3. 2000 bis 2004, die getrennt untersucht werden.

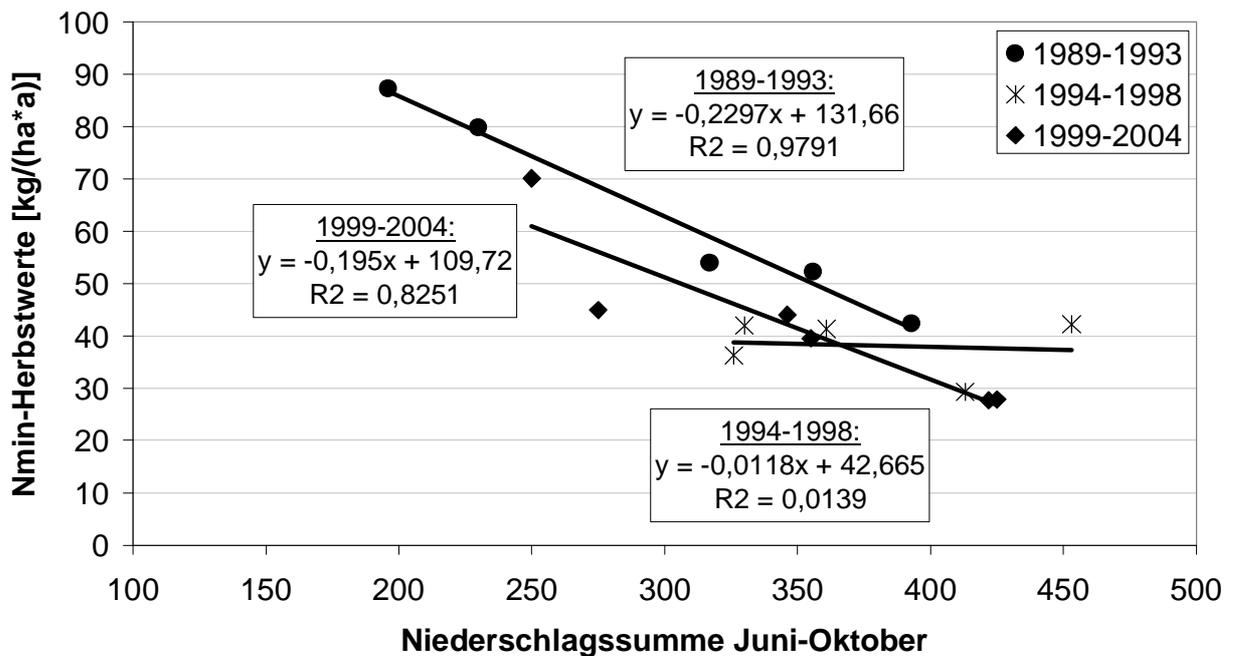


Abbildung 6-4 Korrelation der Nmin-Herbstmittelwerte gegen die Niederschlagssumme von Juni bis Oktober

Abbildung 6-4 zeigt die herbstlichen Nmin-Werte in Abhängigkeit der Niederschlags-summe von Juni bis Oktober im Probenahmejahr für die drei Zeitabschnitte. Die Ab-hängigkeit der Nmin-Daten vom Niederschlag zeichnet sich im ersten und dritten Ab-schnitt deutlich ab. Im ersten Abschnitt, der Phase der Einführung der Bewirtschaf-tungsaufgaben, liegt die lineare Korrelation deutlich über der des dritten Zeitab-schnitts, einer Phase in der sich die Bewirtschaftungspraxis etabliert hat. Der mittlere Zeitraum kann als eine Art Übergang angesehen werden, da keine Abhängigkeit zu Niederschlagsdaten nachgewiesen werden kann. Die Verringerung der Nmin-Wert vom ersten zum dritten Zeitraum beträgt ca. 12 kg N/(ha-a).

Eine Verringerung der Nmin-Gehalte um 12 kg N/(ha-a) entsprechen ca. 20 % vom langjährigen Mittelwert (49 kg N/(ha-a), siehe Kapitel 5.1.1). Rein rechnerisch würde das nach der Sensitivitätsanalyse (siehe Tabelle 5–10) ein Rückgang der Nitratkon-zentrationen im Grundwasser um ebenfalls 20 % bedeuten. Zur Prüfung wird die Be-trachtung der Nitratkonzentration im Grundwasser entsprechend vorgenommen.

In Tabelle 6-2 sind die in den drei Abschnitten gemittelten Nitratkonzentrationen der Brunnen aufgeführt. Die Zeitabschnitte wurden um die entsprechende Verlagerungszeit versetzt, um die Aufenthaltszeit mit einzubeziehen. Für den Brunnen in Münzesheim wurde eine Aufenthaltsdauer von 8,5 Jahren ermittelt (siehe Tabelle 5–10). Die Nmin-Gehalte aus dem 1. Abschnitt (1989 bis 1993) gelangen ungefähr in den Jahren 1998 bis 2002 ins Grundwasser, dementsprechend liegen für den 3. Abschnitt (2008 bis 2012) noch keine Daten vor. Die prozentuale Differenz bezieht sich auf die Unterschiede in der Nitratkonzentration zwischen dem 1. und letzten, 2. oder 3., Abschnitt.

Tabelle 6-2 Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration der Brunnen in drei Zeitabschnitten

Brunnen	Tiefe [m]	A [a]	Abschnitte			NO ₃ [mg/l] in Abschnitt			Diff [%]
			1	2	3	1	2	3	
Münzesheim	5,8	8,5	1998-2002	2003-2007		36	37		+3
Oberacker	5,6	6,6	1996-2000	2001-2005		48	46		-4
Landshausen	5	6,2	1995-1999	2000-2004	2005-2006	55	49	45	-18
Kürnbach Brunnen 1	3	4,0	1993-1997	1998-2002	2003-2007	57	49	50	-12
Kürnbach Brunnen 2	6,5	7,8	1997-2001	2002-2006		62	58		-5
Zaisenhausen Claffenbr.	20	10*	1999-2003	2004-2008		35	40		+16
Zaisenhausen Mörsbachbr.	26	10*	1999-2003	2004-2008		44	49		+10

* laut Isotopenanalyse (LGRB, 2002)

Besonders in den Brunnen mit geringen Tiefen in Landshausen (5 m) und Brunnen 1 in Kürnbach (3 m) ist in den betrachteten drei Zeitabschnitten eine Verringerung der Nitratkonzentrationen von 18 bzw. 12 % zu beobachten. Es ist davon auszugehen, dass sich durch die Aufenthaltszeiten des Sickerwassers von 4 bzw. 6 Jahren die veränderte Bewirtschaftungsweise hier bereits bemerkbar macht. Die nächst tieferen Brunnen in Oberacker (5,6 m), Münzesheim (5,8 m) und Brunnen 2 in Kürnbach (6,5 m) weisen in Oberacker und Kürnbach ebenfalls einen Rückgang von 4 bzw. 5 % der Nitratkonzentrationen auf. In Münzesheim hingegen nehmen die Werte mit 3 % leicht zu. Bei den beiden tiefen Brunnen in Zaisenhausen ist eine Nitratzunahme von 10 bzw. 16 % zu verzeichnen.

Um zu prognostizieren, ob sich der Trend in den Brunnen, in denen nur zwei Zeitabschnitte zur Betrachtung herangezogen werden konnten, fortsetzt oder umkehrt, werden die bisherigen Erkenntnisse zur Interpretation hinzugezogen. In Münzesheim ist nicht mit einer wesentlichen Änderung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu rechnen. Münzesheim weist im Vergleich zu den anderen WSG eine niedrigere Sickerwasserrate auf (siehe Tabelle 5–10), die selbst bei den geringsten Nmin-Daten zu einer Aufkonzentrierung führen wird. Im Brunnen 2 in Kürnbach ist eine weitere Verringerung der Nitratkonzentrationen, vermutlich durch den seitlichen Zustrom nitratreicher Sickerwässer (siehe Kapitel 5.5), ebenfalls unwahrscheinlich. In Oberacker wird aufgrund der Höhe der Nmin-Gehalte nicht mit einer weiteren Nitratsenkung gerechnet.

Anders hingegen bei den Brunnen in Zaisenhausen. Die Berechnungen ergeben höhere Nitratkonzentrationen im Grundwasser (siehe Tabelle 5–15). Die Betrachtung der einzelnen Messwerte (siehe Tabelle 5–22) hingegen deutet einen leichten Abwärtstrend an. Die Abnahme wird sich wahrscheinlich nur leicht fortsetzen und das Niveau der 1990er Jahre wieder erreichen.

Daher kann für alle Brunnen festgestellt werden, dass eine weitere Reduzierung der Nitratkonzentration im Grundwasser nur über eine weitere Senkung der Bodenstickstoffgehalte zu erreichen ist. In Abhängigkeit der Standortfaktoren zieht eine Senkung der Nmin-Werte um 10 % eine Verringerung der Nitratgehalte um ca. 4-6 mg NO₃/l nach sich.

Tabelle 6-3 Prozentuale Verteilung der Flächennutzung in den Wasserschutzgebieten

	Ackerland	Gartenland	Gehölz	Grünland	Sonderkultur	Wald, Forst	Ortslagen
Münzesheim	53		1	6		38	2
Oberacker	69	3	2	18		2	6
Landshausen	76	1	2	10	8	1	2
Kürnbach	60		1	16	11	13	0
Zaisenhausen	77	1	2	8		7	5

Eine mit den Bodenstickstoffgehalten immer wieder in Zusammenhang gebrachte Größe ist die Flächennutzung. Wie Tabelle 6-3 zu entnehmen ist, trifft das auch auf die Flächennutzung in den Wasserschutzgebieten zu. Dabei sind Ackerland und Sonderkulturen als austragsgefährdete Flächennutzungen zu nennen. Grünland und

Wald hingegen als Flächen von denen im Allgemeinen ein geringeres Austragsrisiko ausgeht.

Im Wasserschutzgebiet Münzesheim sind die niedrigsten Nmin-Bodengehalte und Nitratgehalte im Grundwasser durch einen relativ geringen Ackerland- und hohen Waldanteil bedingt. In Oberacker und Landshausen gehen höhere Ackerlandanteile und sehr geringe Waldanteile mit höheren Nmin- und Nitratgehalten einher. Dabei macht sich in Landshausen der Einfluss der meist düngungsintensiven Sonderkulturen zusätzlich bemerkbar. Auch in Kürnbach und Zaisenhausen schlagen sich hohe Anteile an landwirtschaftlichen Flächen in den Nmin- und Nitratgehalten nieder. In Kürnbach sind die Anteile an Sonderkulturen und der Waldanteil beinahe gleich groß, hier werden die höchsten Nitratgehalte in den Brunnen gemessen.

Neben dem Einfluss der Standortfaktoren oder Grundwasserströmungen auf den Nitratgehalt, zeigt sich hier recht einfach die eindeutigen Auswirkungen nitratreicher Flächen auf die Grundwasserqualität.

6.4 Denitrifikation in der Landschaft

Innerhalb des Untersuchungsgebietes erbrachte der Vergleich von Modellergebnissen mit Monitoringdaten und die Betrachtung der Grundwasseranalysen keinen Hinweis auf eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone oder im Grundwasserleiter. Als mögliche Orte für nitratabbauende Prozesse sind nach SOMMER ET AL. (2000) aber auch Auenbereiche in Betracht zu ziehen.

Messungen aus den Auenbereichen liegen nicht vor, daher werden alternativ Gewässermessungen aus dem Kraichbachprojekt herangezogen (FUCHS ET AL., 2004) und zu den Grundwassermessungen in Bezug gesetzt. Der Abfluss des Kraichbachs ist von einem konstanten Grundwasserzustrom ins Gewässer geprägt. Es ist daher zu prüfen, ob sich der Zustrom auch stofflich in den Gewässern abbildet und die Nitratkonzentration im Grundwasser mit der des Gewässers vergleichbar ist.

Der Vergleich erfolgt auf Ebene der Teileinzugsgebiete. Dazu findet eine Gegenüberstellung der berechneten Nitratkonzentrationen des Sickerwassers mit den gemessenen der Gewässer statt (Abbildung 6-5). Auf Gewässerseite werden die Probenahmeorte herangezogen, die sich am Gebietsausgang einzelner Teileinzugsgebiete befinden (siehe Abbildung 3–11). An den Probenahmeorten erfolgt die Mittelung aller Messungen über das jeweilige Jahr. Die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser werden ebenfalls für die jeweiligen Jahre und dasselbe Teileinzugsgebiet gemittelt. Die Gegenüberstellung erfolgt für die Jahre 2001 bis 2003.

Die berechneten Nitratkonzentrationen liegen durchgängig höher (im Mittel $37 \pm 18 \%$) als die im Gewässer gemessenen. Lediglich im Weiherbach stimmen die Werte der Jahre 2001 und 2003 relativ gut überein.

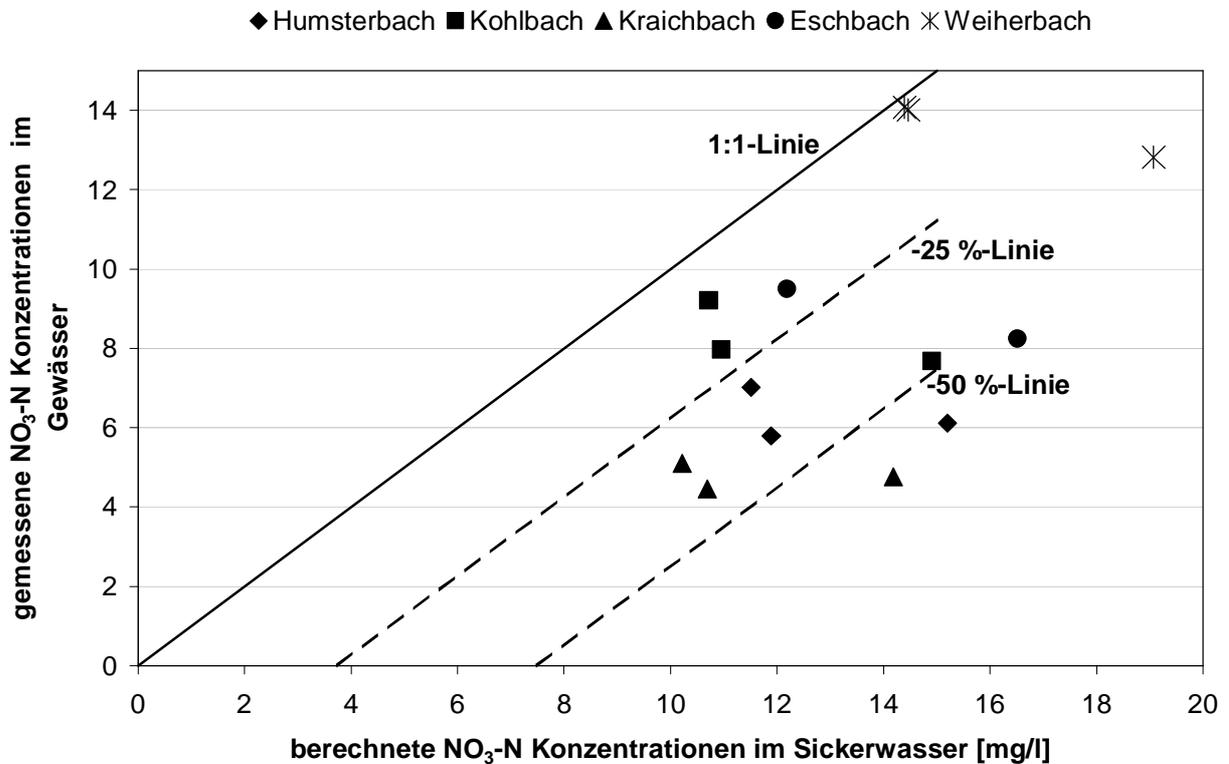


Abbildung 6-5 Gegenüberstellung berechneter und gemessener Nitratstickstoffkonzentrationen, Teileinzugsgebiete, 2001 bis 2003

Kleinräumig soll eine direkte Gegenüberstellung der Monitoringdaten von Grundwasser und Gewässer auf Ebene der Wasserschutzgebiete die Stoffsituation darstellen. Das ist aufgrund der Lage der WSG nur für das Teileinzugsgebiet des Kohlbachs möglich. Der Vergleich erfolgt anhand von Einzelmessungen der Jahre 2001 bis 2003 (Abbildung 6-6). Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich um Messungen in Wasserschutzgebieten (WSG) handelt, d.h. von Flächen, auf denen eine reduzierte Düngung stattfindet. Die Fläche der beiden WSG, die im Teileinzugsgebiet des Kohlbachs liegen, machen 27 % der Gesamtfläche aus. Außerhalb der WSG sind unter den normal bewirtschafteten Flächen die Nitratgehalte im Grundwasser deutlich höher.

Auffällig sind die vergleichbaren Konzentrationen von Claffenbrunnen, Claffenbach und Kohlbach. Wie schon in Kapitel 5.5 erwähnt, wird die vergleichsweise niedrige Nitratkonzentration im Claffenbrunnen auf eine Verdünnung durch den Zufluss anderer Grundwasseranteile zurückgeführt. Dieser Zustrom scheint ebenfalls den Kohl-

bach und den Claffenbach, der in den Kohlbach mündet (siehe auch Abbildung 5–23), zu beeinflussen.

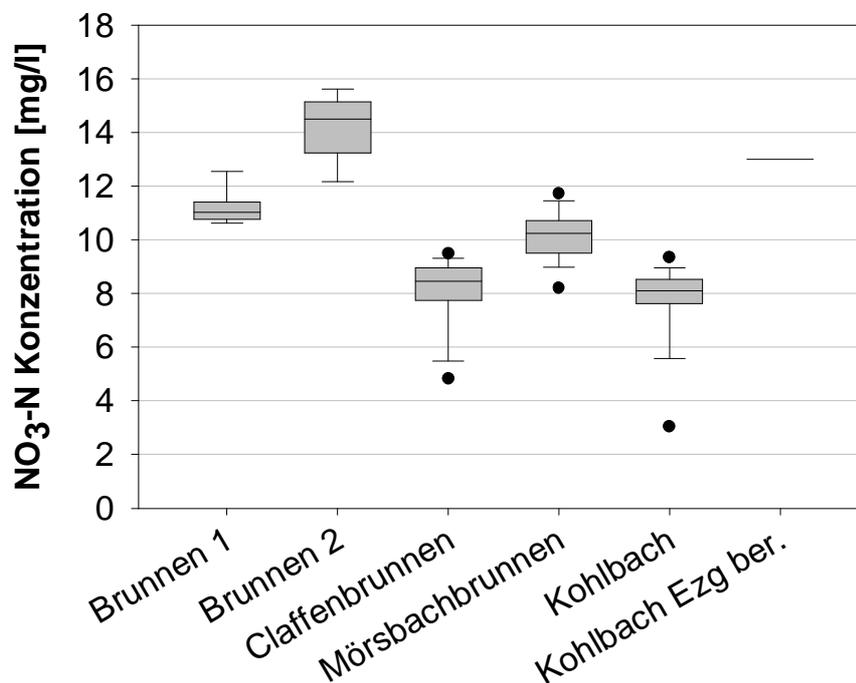


Abbildung 6-6 Gemessene Nitrat-Stickstoffkonzentrationen der Brunnen, des Kohlbachs und berechnete Sickerwasserkonzentrationen, 2001 bis 2003

Die gemessene Nitratkonzentration der Brunnen 1 und 2 und die berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser liegen deutlich über der des Kohlbachs. Bei einem Flächenanteil der normal bewirtschafteten Flächen von 75 % und entsprechend höheren Nmin-Werten, ist auch die berechnete Nitratkonzentration im Teileinzugsgebiet deutlich höher. Die Unterschiede im Bodenstickstoffgehalt zwischen Flächen innerhalb und außerhalb der WSG wurden auf 23 kg N/(ha-a) festgelegt (siehe Kapitel 5.1.2). Nach der Sensitivitätsanalyse führt diese Differenz zu einer um 40 % höheren Nitratkonzentration. Diese Differenz zeigt sich zwischen der berechneten Nitratkonzentration und den Nitratgehalten der Brunnen 1 und 2 einerseits und dem Kohlbach andererseits und deutet den Einfluss nitratreicherer Sickerwassers konventionell bewirtschafteter Flächen an.

Die Überlegung, ob die geringere Nitratkonzentration im Gewässer aus Umsetzungsprozessen resultiert oder durch den Zustrom nitratarmen Grundwassers aus tieferen Schichten verdünnt wird, kann ansatzweise nur über die Betrachtung von Tracern beantwortet werden. Chlorid- und Sulfat-Ionen werden als Tracer herangezogen.

Die Chloridkonzentrationen korrelieren mit den Nitratkonzentrationen (siehe Abbildung 5–20), daher ist die Herkunft von Chlorid aus überwiegend landwirtschaftlichen Quellen wahrscheinlich. Würde Chlorid ebenfalls durch den Zustrom höher mineralisierten Grundwassers in die Gewässer gelangen, wäre die Korrelation weniger deutlich. Chlorid verhält sich konservativ; es unterliegt bei der Bodenpassage keinen Umsetzungsprozessen. Bei vergleichbaren Konzentrationen im Grundwasser und Gewässer wäre von gleichartigen Wässern auszugehen und von einem seitlichen Zustrom des Grundwassers in die Gewässer.

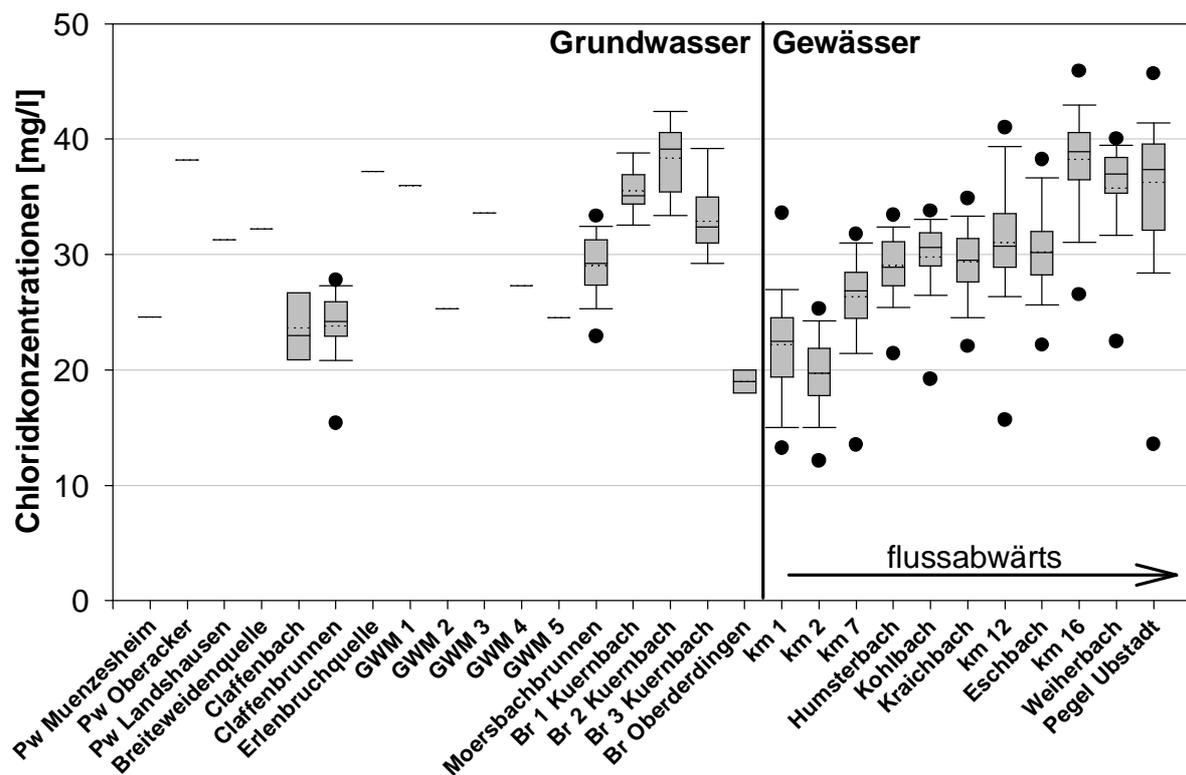


Abbildung 6-7 Chloridkonzentrationen als Boxplots der Brunnen und Gewässer

Als zweiter Tracer wird Sulfat herangezogen. Sulfat kann theoretisch durch sulfatreduzierende Bakterien abgebaut werden, da diese jedoch Eisen benötigen, das im Untersuchungsgebiet praktisch nicht vorhanden ist, ist dieser Abbau auszuschließen. Sulfat soll als Indikator für den Zustrom von höher mineralisierten Grundwässern dienen. Das Auftreten hoch mineralisierter Grundwässer wurde von ACKERMANN (1998) im Weiherbach und in der Hydrogeologischen Erkundung für den Claffenbrunnen in Zaisenhausen (LGRB, 2002) beschrieben. Obwohl Sulfat auch durch landwirtschaftliche Einträge bedingt sein kann, sind die Konzentrationen in den Grundwässern um ein Vielfaches höher und überlagern die Einflüsse aus der Landwirtschaft.

In Abbildung 6-7 sind die Chloridkonzentrationen als Boxplots aller vorhandener Grundwasser- und Gewässeranalysen aufgeführt. Wichtig sind nicht die einzelnen Messstationen, sondern die Größenordnung der Chloridkonzentrationen. Hier lässt sich feststellen, dass die Chloridkonzentrationen vergleichbar sind. Unterschiede wären vorhanden, wenn sich die Konzentrationen um ein Vielfaches unterscheiden würden. Als Beispiel mit räumlichem Bezug sei der Vergleich der Chloridkonzentrationen in den WSG Zaisenhausen und Kürnbach und im Kohlbach aufgeführt. Im Grundwasser wurde im Claffenbrunnen (Zaisenhausen) eine mittlere Chloridkonzentration von 24 mg Cl/l und im Brunnen 1 (Kürnbach) 35 mg Cl/l gemessen. Im Einzugsgebiet des Kohlbachs, in dem sich beide WSG befinden, liegt die mittlere Konzentration mit 30 mg Cl/l dazwischen. Weiter flussabwärts im Kraichbach lässt sich die Chloridkonzentration von 38 mg Cl/l an km 16 mit denen vom WSG Oberacker mit ebenfalls 38 mg Cl/l vergleichen. Das noch ein Stück flussabwärts liegende WSG Münzesheim weist nur eine Chloridkonzentration von 25 mg Cl/l auf.

Weiterhin lässt sich im Längsverlauf des Kraichbachs und der dazufließenden Teileinzugsgebiete eine kontinuierliche Zunahme der Chloridkonzentration im Gewässer feststellen. Dies wird auf einen zunehmenden landwirtschaftlichen Einfluss zurückgeführt und lässt sich ebenfalls anhand der Nitratkonzentrationen vergleichend darstellen (ohne Abbildung, siehe FUCHS ET AL., 2004).

Ein komplett anderes Bild zeigt Abbildung 6-8, die Darstellung der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser und Gewässer mittels Boxplots. Hier zeigen sich große Unterschiede in den Konzentrationen. Die Sulfatkonzentration des Kohlbachs liegt 300 % über denen des Claffenbrunnens, gegenüber den anderen Grundwassermessstellen sind es bis 3000 %. Nur im Oberlauf des Kraichbachs (km 1 und 2) und im Einzugsgebiet des Dorfbachs zeigen sich Sulfatkonzentrationen, die mit denen im Grundwasser vergleichbar sind. Da landwirtschaftliche Einträge in dieser Größenordnung ausgeschlossen werden können, muss die Sulfatkonzentration vom Zufluss höher mineralisierter Grundwässer resultieren. Angesichts der unterschiedlichen Sulfatkonzentrationen in den Gewässern scheint der Zustrom der Grundwässer lokal sehr unterschiedlich zu sein und nur aus einzelnen Teileinzugsgebieten zu kommen. Im Verlauf flussabwärts ist eine Verdünnung festzustellen.

Die Auswertungen der Tracer lassen die Schlussfolgerung zu, dass die Gewässer sowohl vom seitlichen Zustrom der obersten Grundwasserleiter als auch vom Zustrom tieferer Grundwässer beeinflusst werden. Ein Vergleich der Nitratwerte, um einen eventuellen Nitratabbau durch Denitrifikation nachzuweisen oder zu quantifizieren ist durch das Auftreten der beiden Faktoren nicht möglich.

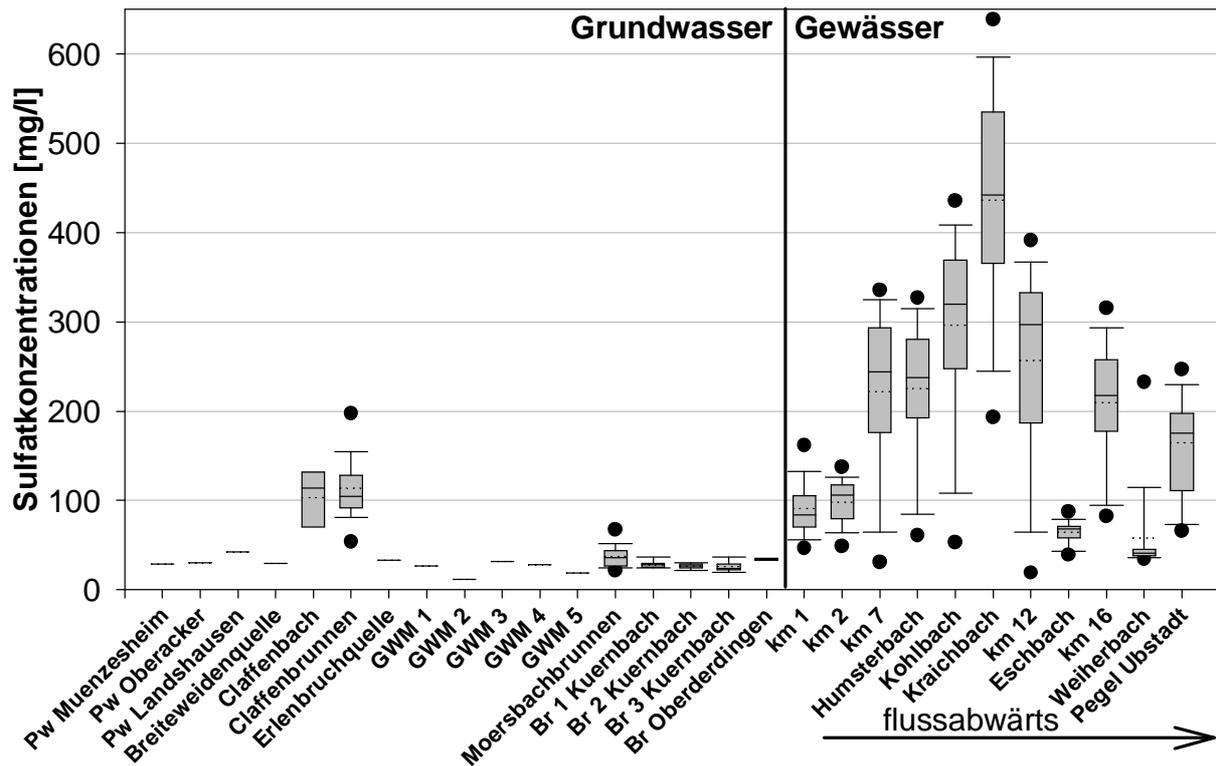


Abbildung 6-8 Sulfatkonzentrationen als Boxplots der Brunnen und Gewässer

Lediglich im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs (siehe Abbildung 6-5) zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung berechneter und gemessener Nitratkonzentrationen. Die Sulfatkonzentrationen im Weiherbacheinzugsgebiet sind in der Größenordnung vergleichbar mit denen im Grundwasser. Nach der aufgestellten These, würde das auf einen großen Anteil seitlich zuströmenden Grundwassers und eine nur geringe Beeinflussung durch höher mineralisierte Grundwässer hindeuten. Dies könnte der Grund für die gute Korrelation der Nitratkonzentrationen sein und würde gleichzeitig bedeuten, dass in den Auebereichen im Weiherbacheinzugsgebiet keine Denitrifikation stattfindet. Fehlende Randstreifen und eine landwirtschaftliche Nutzung bis ans Gewässer bestätigen diese Annahme.

Im Teileinzugsgebiet des Eschbachs, indem ebenfalls nur niedrige Sulfatkonzentrationen gemessen wurden, konnte keine gute Abbildung der gemessenen Nitratkonzentrationen durch die berechneten erreicht werden. Die Messstelle befindet sich kurz vor der Mündung in den Kraichbach und ist durch einen naturnäheren Unterlauf charakterisiert. Hier haben neben der Denitrifikation auch Umsetzungsprozesse im Gewässer Anteil am Nitratabbau, so dass die Denitrifikation alleine nicht quantifizierbar ist.

Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, M (1998): Hydrogeologische Systemanalyse und Grundwasserhaushalt des Weiherbach-Einzugsgebietes. Schriftenreihe angewandte Geologie Karlsruhe 53, 145 S.
- ANGER, M.; H. HÜGING, C. HUTH & W. KÜHBAUCH (2002): Nitrat-Austräge auf intensiv und extensiv beweidetem Grünland, erfasst mittels Saugkerzen- und Nmin-Beprobung. I. Einfluss der Beweidungsintensität. J Plant Nutr Soil Sci 165, S. 640-647.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat- Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der BRD. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, 86 S.
- BACH, M., H.G. FREDE & G. LANG (1997): Entwicklung der N-, P-, K-Bilanz der Landwirtschaft in der BRD-Studie im Auftrag des Bundesarbeitskreises Düngung, Frankfurt am Main. 77 S.
- BACH, M. (1999): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/ Kreisen in Deutschland. Anlage I. Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 24 515: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V..
- BAIER, B.; R. WOLF & D. HASSLER [Hrsg.] (1993): Hohlwege: Entstehung, Geschichte und Ökologie der Hohlwege im westlichen Kraichgau. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bd 72, 416 S.
- BEAUDOIN, N.; J. K. SAAD, C. VAN LEATHEM, J. M. MACHET, J. MAUCORPS & B. MARY (2005): Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agricult Ecosyst Environ* 111, S. 292-310.
- BECKER, K.-W. (1999a): Zusammenfassender Bericht über den Workshop: Nmin-Bestimmungen und deren Anwendung in der Praxis am 23. März 1988 in Graz. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, S. 31-34.
- BECKER, K.-W. (1999b): Nährstoffumsatz und -transport in der Dränzone landwirtschaftlich genutzter Böden. Beispiel: Stickstoff, Schwefel, Kalium. In: WALTHER, W. [Hrsg.]: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser - Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Institut für Grundwasserwirtschaft, Universität Dresden, Mitteilungen Heft 2, S. 21-30.

- BEHRENDT, H.; P. HUBER, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ, & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Texte 75/99, Berlin.
- BEHRENDT, H.; D. OPITZ & W.-G. PAGENKOPF (2001): Analyse der Nährstoffeinträge und -frachten in den Flüssen des Landes Baden-Württemberg. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (unveröffentlicht).
- BEHRENDT, H.; M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF, G. SCHOLZ & F. WENDLAND (2003): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 82.
- BEUDERT, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd 80, München: Oldenbourg.
- BIEDERMANN, R. & D. LEU (2003): Die Rolle der Landwirtschaft im Stickstoffhaushalt der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 43, S. 35-41.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT (BMG) (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001). Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl I S. 959), geändert durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl I S. 2407).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis (Düngeverordnung – DüV vom 27.02.2007). BGBl I, S. 221.
- BUTTSCHARDT, T. (1994): Ökomorphologische Fließgewässerbewertung und ihre Bedeutung für die Biotopverbundplanung am Beispiel des Kraichgau. Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie, Heft 3. Institut für Geographie und Geoökologie, Universität Karlsruhe.
- CEPUDER, P. (2003): Landbewirtschaftung und Stickstoffaustrag, Feldstudie 1997 bis 2001 im Tullner Feld. Österr Wasser- & Abfallwirtschaft, 5-6, S. 79-88.
- CZERATZKI, W. (1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. Landbauforschung Völkenrode, 23. Jg, H 1, S. 1-18.
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2005): Mitteilung per Fax am 22.11.2005.
- DÖRHÖFER, G. & V. JOSOPAIT (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geol Jb, C 27, Hannover, S. 45-65.

- DUFF, J.H.; A.P. JACKMANN, F.J. TRISKA, R.W. SHEIBLEY, R.J. AVANZINO (2007): Nitrate Retention in Riparian Ground Water at Natural and Elevated Nitrate Levels in North Central Minnesota. *J Environ Qual*, 36, 2, S. 343-353.
- DUYNISVELD, W.H.M. & O. STREBEL (1983): Zeit-Tiefen-Kurven der vertikalen Wasserbewegung und Verbleibzeit des Wassers im ungesättigten Bodenbereich. *Mitt Dtsch Bodenkundl Ges*, 38, S. 153-158.
- EISELE, M. (2003): Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“. *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, 18. Universität Freiburg.
- EITEL, B. (1989): Morphogenese im südlichen Kraichgau unter besonderer Berücksichtigung tertiärer und quartärer Decksedimente (Ein Beitrag zur Landschaftsgeschichte Südwestdeutschlands). *Stuttgarter Geographische Studien* 111, 205 S.
- EULENSTEIN, F. (1991): Stickstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung als bestimmende Größen für die Nitratbelastung des Grundwassers. *Dissertation. FB Agrarwissenschaften, Universität Göttingen*, 148 S.
- EUROPÄISCHE UNION (EU) (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Geändert durch: Verordnung (EG) Nr. 1882/2003 vom 29. September 2003. *ABI L 375* vom 31.12.1991 und *Abl L 284* vom 31.10.2003.
- EUROPÄISCHE UNION (EU) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327*, 22.12.2000, S. 1-72.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2005): Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. *EEA Report No. 7*.
- FLAIG, H., H. LEHN, U. PFENNIG, Z. AKKAN, D. ELSNER & N. WACLAWSKI (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers. *Materialien, Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden Württemberg*. 317 S.
- FUCHS, S.; J. BUTZ & A. BECHTEL (2004): Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen. *Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Endbericht des Forschungsvorhabens BWC 21003 vom 01.10.2001 bis 30.09.2003*.

- FUEST, S. (2000): Regionale Grundwassergefährdung durch Nitrat. Vergleich von räumlich differenzierten Überwachungsdaten und Modellrechnungen. Dissertation Universität Osnabrück, 146 S.
- FUNK, R.; F.-X. MAIDL, B. WAGNER & G. FISCHBECK (1995): Vertikaler Wasser- und Nitrattransport in tiefere Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte. Z Pflanzenähr Boden, 158, S. 399-406.
- FUNK, R.; F.-X. MAIDL & G. FISCHBECK (1996): Nitratabbau in tieferen Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte auf Löß. Z Pflanzenern Boden, 159, S. 207-213.
- FURTA, H. & H.R. LANGGUTH (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. Mem IAH-Congress, VII, Hannover, S. 86-96.
- GABRIEL, B. & G. ZIEGLER (2003): Trendentwicklung in Thüringer Grundwässern? Zbl Geol Paläont Teil 1, Heft 1/2, S. 121-141.
- GAMER, W. & ZEDDIES, J. (2001): Bilanzen von potentiell umweltbelasteten Nährstoffen (N,P,K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Forschungsauftrag des Ministeriums Ländlicher Raum, Baden-Württemberg.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Vieweg, Braunschweig.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1979): Hydrogeologisches Gutachten Kürnbach.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1981,a): Hydrogeologisches Gutachten Landshausen.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1981,b): Hydrogeologisches Gutachten Münzesheim.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1981,c): Hydrogeologisches Gutachten Oberacker.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1992a): Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:350.000, Vektordaten.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1992b): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 6918 „Bretten“, Vektordaten.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1993): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 6818 „Kraichtal“, Vektordaten.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (1994): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 6819 „Eppingen“, Vektordaten.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (GLA) (2002): Hydrogeologisches Gutachten zur Abgrenzung eines Wasserschutzgebietes für die Tiefenbrunnen „Claffenbrunnen“ und „Mörsbach“.

- GEYER, O.F. & M.P. GWINNER (1986): Geologie von Baden-Württemberg. 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GIEBEL, A.; O. WENDROTH, H.I. REUTER, K.C. KERSEBAUM & J. SCHWARZ (2006): How representatively can we sample soil mineral nitrogen? J Plant Nutr Soil Sci, 196, S. 52-59.
- GLASER, K.-H. (1995a): Bäuerliche Gesellschaft im Wandel. In: HASSLER, D. ET AL. [HRSG.]: Wässerwiesen. S. 19-39.
- GLASER, K.-H. (1995b): Wiesenwässerung am oberen Kraichbach. In: HASSLER, D. ET AL. [HRSG.] Wässerwiesen. S. 314-319.
- GÖBEL, B. (2000): Stickstoff-Austragsverhalten einer gedrähten Fläche in Schleswig-Holstein. Wasser & Boden 52/10, S. 33-36.
- GÖLZ-HUWE, H. (1989): Experimentelle und modellanalytische Untersuchungen zur Nitrat auswaschung aus unterschiedlich meliorierten und gedüngten Ackerflächen auf dem Platzhof bei Öhringen. Dissertation Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 160 S.
- GROSSMANN, J. & F. LANGE (1999): Eine Sensitivitätsanalyse zur Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag. Grundwasser 1, S. 11-17.
- GRÜNE LIGA E.V. (2004): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie. Grundlagen- und Praxisbeiträge der GRÜNEN LIGA – Seminarreihe. Band 1: Bewertungsmethoden, Naturschutz, Hochwasserschutz und Revitalisierung von Flussläufen.
- GRÜNE LIGA E.V. (2005): <http://www.wrrl-info.de>
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes - Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis -. Dissertation, Fakultät für Agrarwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen.
- HASSLER, D.; M. HASSLER, & K.H. GLASER [Hrsg.] (1995): Wässerwiesen. Geschichte, Technik und Ökologie der bewässerten Wiesen, Bäche und Gräben in Kraichgau, Hardt und Bruhrain. Landesanstalt für Umweltschutz. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landespflege in Baden-Württemberg 87, 432 S.
- HASSLER, M. (1995): Die Bäche des südwestlichen Kraichgaus. In: HASSLER, D. ET AL. [HRSG.] Wässerwiesen. S. 214-217.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt Dt Wetterdienst Nr 11, Bd 2, S. 3-24.
- HENNINGS, H.H. & B. SCHEFFER (2000): Zum Nitrat austrag ins Grundwasser - Stand der Erkenntnisse. Wasserwirt: Hydr Wasserbau Bod Ökol, 90, 7/8, S. 348-355.

- HEYDER, D. (1992): Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Bonn bodenkundl Abhandl 10. Institut für Bodenkunde. 171 S.
- HOEFER, G.; S. HILLEBRAND & W. SCHÄFER (2001): Optimierung des Herbst-Nmin-Probenahmetermins. Mitt dt bodenkundl Ges 96, H 2, S. 613-614.
- HÖFER, G.; S. HILLBRAND & W. SCHÄFER (2001): Optimierung des Herbst-Nmin-Probenahmetermins. Mitt dt bodenkundl Ges 96, H 2, S. 613-614.
- HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Hohenheimer Bodenkundl Hefte 38, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 218 S.
- HUSMANN, M. (1996): Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Weiherbach-Gebietes. Schriftenreihe angewandte Geologie Karlsruhe 43, 144 S.
- KERN, R. (2003): Kern, ALLB Bruchsal, persönliche Mitteilungen an Jan Butz (FUCHS ET AL., 2004) über den geschätzten Anteil der einzelnen Kulturarten auf Ackerflächen, der in Mulchsaat angebaut wird.
- KETELSEN, H. (2001): Der Nmin-Herbstwert - ein Instrument der Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz? In: LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN: Landwirtschaft und Grundwasser. S 51-61.
- KETELSEN, H.; U. MÜLLER, D. SEITZ, M. HORSTKÖTTER & T. HARTUNG (2003): Zur Aussagekraft des Nmin-Herbstwertes als Instrument der Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. Wasser & Boden, 55/7+8, S. 46-52.
- KIEFER, J. (2005): Die SchALVO – eine zentrale Regelung als Alternative? In: „Landwirtschaft und Grundwasser“, Dokumentation der 18. Wissenschaftliche Fachtagung, Universität Bonn, 9. Juni 2005, S. 13.
- KINZELBACH, W.; R.R. VAN DER PLOEG, U. ROHMANN & M. RÖDELSPERGER (1992): Modellierung des regionalen Transports von Nitrat: Fallbeispiel Bruchsal-Karlsdorf. In: Kobus, H. [Hrsg.]: Schadstoffe im Grundwasser. Bd1: Wärme und Schadstofftransport im Grundwasser. S. 413-470.
- KNAPPE, S.; U. HAFERKORN & R. MEISSNER (2002): Influence of Different Agricultural Management Systems on Nitrogen Leaching: Results of Lysimeter Studies. J Plant Nutr Soil Sci 165, S. 73-77.
- KNOBLAUCH, S.; D. ROTH & I. PFLEGER (1999): Beziehungen zwischen N-Saldo, Nmin im Boden, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag bei unterschiedlichen Ackerstandorten Thüringens. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung 1999, S. 79-76.

- KNOBLAUCH, S. (2003): Dynamik der Stickstoffverlagerung in einem Flusseinzugsgebiet der Unstrut und Schlussfolgerungen für die Landnutzung. Landnutz Landentw 44, S. 122-128.
- KÖHLER, K. (2002): Ermittlung der Nitratauswaschung von Ackerstandorten bei unterschiedlicher N-Düngung und Bewirtschaftung aus Nmin-Messungen und Modellrechnung. Horizonte Bd 9, 200 S.
- KOLLE, O. & F. FIEDLER (1997): Messung und numerische Simulation der Energie- und Feuchtebilanz der Bodenoberfläche. In: PLATE [HRSG.]: Weiherbachprojekt, Zwischenprojekt 1996 (unveröffentlicht).
- KRÄMER, R., E. KÜMHOF & M. SCHMIDT (1999): Düngeplanung nach der Nmin-Methode - Sinn oder Unsinn? Wasser & Boden 51/4, S. 30-35.
- LAMBERT, B. (2003): Frostgare liefert Stickstoff. Ergebnisse aus dem Barfrostgebiet Kraichgau. Unveröffentlichtes Arbeitspapier.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU BADEN-WÜRTTEMBERG (LGRB) (2002): Hydrogeologisches Gutachten zur Abgrenzung eines Wasserschutzgebietes für die Tiefbrunnen „Claffenbrunnen“ und „Mörsbachbrunnen“ (Zaisenhausen), (unveröffentlicht).
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU BADEN-WÜRTTEMBERG (LGRB) (1998): Geowissenschaftliche Übersichtskarte von Baden-Württemberg 1:350.000, Vektordaten.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) [HRSG.] (1991-2003): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Rheingebiet, Teil I (Hoch- und Oberrhein) 1990 bis 2002. LfU, Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) [HRSG.] (2003): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Rheingebiet, Teil I (Hoch- und Oberrhein) 2000. Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005a): Jahresdaten-katalog Grundwasser 1995 – 2003, CD.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005b): Methodenband Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg. 2. Auflage.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005c): MONIT: Entwicklung von Prognosewerkzeugen. Zwischenpräsentation. 170 S.
- LANDESVERMESSUNGSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (LV) (2001): Topographische Karte (TK), Maßstab 1:25.000. Blatt 6817, 6818, 6819, 6918, 6919.
- LEIDIG, E. (1997): Quantifizierung und modellhafte Beschreibung der Stickstoffverluste durch Denitrifikation im Bearbeitungshorizont landwirtschaftlich genutzter Flächen. Dissertation Universität Karlsruhe, 109 S.

- LOCHMANN, R.; R.R. VAN DER PLOEG & B. HUWE (1989): Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. *Z Pflanzener Bodenk* 152, S. 319-324.
- LORENZ, G. (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 1. Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim.
- MAIDL, F.X. & F. FISCHBECK (1987): Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlicher Fruchtfolge auf intensiv genutzten Ackerbaustandorten. *Z Pflanzener Bodenk* 150, S. 213-219.
- MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. *Lehrbuch der Hydrogeologie*, Bd 2. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- METZGER, K. (1993): Geologie und Bodenkunde. In: BAIER, B.; R. WOLF & D. HASSLER [HRSG.]: *Hohlwege*. S. 33-60.
- METZGER, K. (1995): Die Kulturlandschaft des Kraichgaus und der Oberrheinebene: Eine naturräumlich-agrar-geographische Darstellung. In: HASSLER, D. ET AL. [HRSG.]: *Wässerwiesen*. S. 9-18.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN WÜRTTEMBERG (UM BW) (2001): Verordnung über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellschutzgebieten (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung – SchALVO) vom 20.02.2001, *Gesetzblatt für Baden-Württemberg*, Nr 4, 28.02.2001, S. 145.
- MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (MLR) (1999): SchALVO-Nitrat-Bericht 1998. Bearbeitung durch die Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg.
- MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (MLR) (2000a): Stickstoffdüngung im Ackerbau. *Merkblätter für die Umweltgerechte Landbewirtschaftung* Nr 1, Februar 2000, 2. Aufl.
- MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (MLR) (2000b): SchALVO-Nitrat-Bericht 1999. Bearbeitung durch die Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg.
- MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (MLR) (2001): SchALVO-Nitrat-Bericht 2000. Bearbeitung durch die Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg.
- MORTIMER, C. (1987): *Chemie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart.
- NORMENAUSSCHUSS WASSERWESEN (NAW) IM DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1998): Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden. *DIN 19687*.

- NIEDER, R. & J. RICHTER (1999): C and N Accumulation in Arable Soils of West Germany and its Influence on the Environment - Developments 1970 to 1998. *J Plant Nutr Soil Sci*, 163, S. 65-72.
- NIEDER, R. (2000): Nährstoffanreicherung in Ackerkrumen vor dem Hintergrund des Boden-, Klima- und Gewässerschutzes. *Z f Kulturtech Landentw* 41, S. 49-56.
- OBERMANN, P. & G. BUNDERMANN (1977): Untersuchungen zur NO₃-Belastung des Grundwassers im Einzugsgebiet eines Wasserwerkes. *Wasser & Boden* 10, S. 289-293.
- OBERMANN, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. *Bes Mitt Z Dtsch gewässerkundlichen Jahrbuch* 42, 217 S.
- PLATE, E.J. (1996): Weiherbachprojekt. Zwischenbericht. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. (unveröffentlicht).
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE (RP) (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie Bericht zur Bestandsaufnahme, Bearbeitungsgebiet Oberrhein (baden-württembergischer Teil), Textband, Bearbeitungsstand: 01.03.2005, <http://www.wrrl.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/5519/>.
- RENGER, M. & O. STREBEL (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser & Boden* 8, S. 362-366.
- RENGER, M. (1992a): Bestimmung der Bodenwasserhaushaltskomponenten. *DVWG Schriftenreihe Wasser* 72, S. 283-298.
- RENGER, M. (1992b): Möglichkeiten der Regionalisierung von Grundwasserneubildungsraten aus bodenkundlicher Sicht. In: DFG: Regionalisierung in der Hydrologie. S. 277-284.
- RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Arbeitsbericht. Akademie für Technikfolgeabschätzung Nr. 223.
- RICHTER, J.; H. NORDMEYER & K. KERSEBAUM (1984): Zur Aussagesicherheit der Nmin-Methode. *Z Acker- u Pflanzenbau* 153, S. 285-296.
- RIESS, F., J. B. RIEDER & A. AMBERGER (1995): Praktische Erfahrung beim Einsatz von Saugkerzen zur Untersuchung der Nitratauswaschung. *BAL 5. Gumpensteiner Lysimetertagung*, S. 5-11.
- RITZ, D. (1996): Bodennutzungserhebung sowie pflanzen- und ackerbauliche Untersuchungen zur Bilanzierung landwirtschaftlich relevanter Stoffe im Untersuchungsgebiet. Abschlussbericht des Teilprojektes 10b im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes“: Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet“. LUFA (unveröffentlicht).

- ROBRECHT, D.; R. LEHMANN, K. SCHÖN & U. KAUL (2007): Vergleich von Modellen und Verfahren zur Abschätzung von Nährstoffeinträgen in Gewässer. WaWi 11, S. 22-26.
- RÖDELSPERGER, M.; U. ROHMANN, F. H. FRIMMEL & H. SONTHEIMER (1992): Untersuchungen zur natürlichen Denitrifikation im Grundwasserleiter und deren Einfluss auf die Grundwasserzusammensetzung. In: KOBUS, H. [Hrsg.]: Schadstoffe im Grundwasser, Bd 1, VHC, S. 231-276.
- ROHMANN, U. & H. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser. Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW- Forschungsstelle Engler-Bunte-Institut Universität Karlsruhe.
- ROTHER, C. (1999): Wasser- und Stofftransport in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet einer Löß-Hügellandschaft in Süd-West-Deutschland. Dissertation der Naturwissenschaftlich - Mathematischen Gesamtfakultät der Universität Heidelberg.
- RÜCK, F. & K. STAHR (1995): Herbst-Nmin-Werte als Maß der Nitratauswaschunggefährdung in Abhängigkeit von Böden und Nutzung. Agribiological Research, 49 (2/3), S. 97-112.
- SAUER, S. (1996): Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag repräsentativer Grünlandflächen in einem WSG in Bad Wildungen (Hessen). Boden und Landschaft 13, Justus-Liebig-Universität Gießen, 202 S.
- SAUER, S.; W. HAUßMANN & R. HARRACH (2002): Effektive Durchwurzelungstiefe, Sickerwasserbildung und Nitratverlagerung in tiefgründige Lößböden eines Trockengebietes. J Plant Nutr Soil S 165, S. 269-273.
- SCHAFFERS, A.P. (2000): In situ annual nitrogen mineralization predicted by simple soil properties and short-period field incubation. plant & soil 221, S. 205-219.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14.Aufl., Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 494 S.
- SCHEFFER, B. & U. ORTSEIFEN (1997): Zur Abschätzung des Nitrataustrags in die Gewässer am Beispiel der Böden Niedersachsens. Zbl Geol Paläont, Teil I, Heft 1/2, S. 61-70.
- SCHEFFER, B. (1999): Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. Mitt dt bodenkundl Ges 90, S. 85-94.
- SCHLEYER, R. (1993): Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser. WaBoLu-Hefte 4, 140 S.
- SCHLÜTER, W. (1997): Kationen- und Anionen-Gehalt in der Bodenlösung und im oberflächennahen Grundwasser von organisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen der Siegaue sowie Simulation der Stickstoffdynamik und Nitrat-Verlagerung. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd 20.

- SCHOTTMÜLLER, H. (1961): Der Löß als gestaltender Faktor in der Kulturlandschaft des Kraichgau. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 130. Trier: Zentralausschuss für Dt. Landeskunde, 96 S.
- SCHROEDER, M. & B.P. HAMELS (1987): Vergleich zweier Methoden zur Simulation der Prozesse des Bodenwasserhaushalts, vornehmlich der Grundwasserneubildung. DGM 31, S. 73-76.
- SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1988): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Sandstandorte. Diss. Univ., Bonn. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, 358, S. 189.
- SCHWEIGERT, P & P. ZIMMERMANN (2003): Der Nmin-Gehalt von Ackerböden als Agrar-Umweltindikator für Gewässerbelastungen durch Nitrat. Berichte über Landwirtschaft, Bd 81, Juni, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup, S. 192-207.
- SIMON, W., B. HUWE & R.R. VAN DER PLOEG (1988): Die Abschätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Hilfe von Nmin-Daten. Z Pflanzenernährn Bodenk, 151, S. 289-294.
- SOMMER, M.; S. DABBERT, S. HERRMANN, G. KAULE [Hrsg.] (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- SOMMER, T.; G.HESSE, L.LUCKNER & G.BUECHEL (2000): Grundwasserströmung und Stoffwandlung in Flussauen am Beispiel der Unstrut. In: FRIESE, K. [Hrsg.]: Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. S. 139-148.
- SPRINGBOB, G. & J. BÖTTCHER (1999): Heterogenität von Verlagerungs- und Umsatzprozessen unterhalb des Wurzelraumes und Konsequenzen für deren Quantifizierung. In: WALTHER, W. [Hrsg.] (1999), S. 49-57.
- STAATLICHE LANDWIRTSCHAFTLICHE UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALT AUGUSTENBERG (LUFA) (1996): Bodennutzungserhebung sowie pflanzen- und ackerbauliche Untersuchungen zur Bilanzierung landwirtschaftlich relevanter Stoffe im Untersuchungsgebiet. Abschlussbericht des Teilprojektes 10b des BMBF Verbundprojektes „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet, (Weiherbachprojekt).
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (2000): Landwirtschaftszählung 1999/ Betriebsgrößenstruktur, Bodennutzung, Viehhaltung, sozialökonomische Betriebstypen, Betriebssystematik, Arbeitskräfte, Hofnachfolge und Besitzverhältnisse. Gemeindestatistik 2000. Band 560, Heft 3.

- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (2005): Landwirtschaft, Regionaldatenbank. <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/>
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (2006): Winterraps weiter auf dem Vormarsch. Pressemitteilung Nr. 146 vom 10. Mai 2006.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (2008): Statistische Berichte Baden-Württemberg. Artikel-Nr. 3332 07001 Agrarwirtschaft, C I 1 - 2j/07 (2) vom 18. Januar 2008.
- STENGER, R. (1996): Dynamik des mineralischen Stickstoffs in einer Agrarlandschaft, FAM-Bericht 10, TU- München, 202 S.
- STICKSEL, E., W. HUTTERER & F.-X. MAIDL (2001): Ein Beitrag zur Variabilität des Bodenwassergehaltes bei herbstlichen Nmin-Beprobungen. Landnutzung und Landentwicklung 42, S. 145-149.
- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISVELD & J. BÖTTCHER (1989): Nitrate Pollution of Groundwater in Western Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 26, S. 189-214.
- STURITE, I.; T.M. HENRIKSEN & T.A. BRELAND (2007): Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. Agriculture Ecosyst Environm 120, S. 280-290.
- STURM, S.; J. KIEFER & M. RÖDELSBERGER (DVGW) (2004): Validierung und Weiterentwicklung eines standortunabhängigen Bodenkontrollverfahrens zur Ermittlung der Nitratauswaschung mit Modellrechnung. Abschlussbericht eines DVGW-Forschungsvorhabens. Schriftenreihe Band 26, 110 S.
- STURM, S. & J. KIEFER (2005): Bestimmung der Nitratauswaschung für die Beratungspraxis der Wasserversorgung. Einsatz von Freilandlysimetern zur Ableitung einer Vorgehensweise bei räumlicher und zeitlicher Dynamik in der Agrarlandschaft. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung 2005, S. 217-220.
- SWOBODA, F.D. (1999): Aquifersysteme im Gipskeuper und Schilfsandstein am südwestlichen Stromberg, untersucht beim Bau des Freudensteintunnels (DB-Neubaustrecke Mannheim-Stuttgart, Baden-Württemberg). Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe 58, Universität Karlsruhe (TH).
- TIMMERMANN, F. (1994): Umsetzung der SchALVO – Effizienz im Hinblick auf die Verminderung von Nitrateinträgen. In: KTBL (1994): Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten. Arbeitspapier, 206, S. 119-134.
- THOMSEN, I. K. (2005): Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. Agriculture Ecosyst Environ 111, S. 21-29.

- TURYABAHKA, F.R. (1999): Regionalisierung der Stickstoffmineralisierung - dargestellt am Beispiel einer Lößlandschaft des Kraichgaus unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 53, 180 S.
- VAN DER PLOEG, R.R., H. RINGE, G. MACHULLA & D. HERMSMEYER (1997): Postwar nitrogen use efficiency in West Germany Agriculture and groundwater quality. *J Environ Qual* 26, S. 1203-1212.
- VOSS, G. & H. ZEPP (1987): Zur Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößdecken unter verschiedenen Kulturen. *Z Kulturtechnik & Flurbereinigung* 28, 4, S. 198-207.
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner-Reihe UMWELT. Stuttgart, Leipzig.
- WEHRMANN, J., H.-C. SCHARPF & H. KUHLMANN (1988): The Nmin-Method - an aid to improve nitrogen efficiency in plant production. In: Jenkinson, D.S. & K.A. Smith: Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils. Elsevier Applied Science, London, New York, S. 38-45.
- WENDLAND, F. & R. KUNKEL (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Band 13.
- WENDLAND, F. (1992): Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 8. Forschungszentrum Jülich.
- WILLMS, M.; F. EULENSTEIN, J. OLEJNIK, K.W. BECKER, B. MEYER & A. WERNER (2005): Bilanzierung und Modellierung des Schwefelhaushaltes eines landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebietes mit hoher Sulfatkonzentration im Sickerwasser. *Mitt dt bodenkundl Ges*, Bd 106, S. 61-62.
- YILMAZ, G. (1998): Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 46, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 179 S.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1	Das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs	23
Abbildung 3-2	Langjährige mittlere monatliche Niederschläge 1961 bis 2004	24
Abbildung 3-3	Landnutzung im Untersuchungsgebiet (Landsat TM , 2000).....	25
Abbildung 3-4	Prozentuale Verteilung der Landnutzung 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg	26
Abbildung 3-5	Prozentuale Verteilung der Hauptnutzungsarten 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg	27
Abbildung 3-6	Prozentuale Verteilung der Fruchtarten im Jahr 2005 im Untersuchungsgebiet nach Gemeinden sowie für gesamt Baden-Württemberg	27
Abbildung 3-7	Stratigraphische Übersicht für den Gipskeuper in Südwestdeutschland (GEYER & GWINNER, 1986)	29
Abbildung 3-8	Geologische Einheiten im Einzugsgebiet des Kraichbachs (LGRB, 1998, Geowissenschaftliche Übersichtskarte).....	30
Abbildung 3-9	Bodenkundliche Einheiten im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (LGRB, 1992, Bodenübersichtskarte)	31
Abbildung 3-10	Bodenarten des Feinbodens im Oberboden des Untersuchungsgebietes (LGRB, 1992, Bodenübersichtskarte).....	32
Abbildung 3-11	Gewässer und Probenahmestellen der Gewässer des oberen Kraichbachs	34
Abbildung 3-12	Tages- und Monatsmittel und Dauerlinie der Abflüsse des Kraichbachs am Pegel Ubstadt sowie Dauerlinie des Jahres 2002 und langjährige Dauerlinien	35

Abbildung 3-13	Geologischer Schnitt durch das Einzugsgebiet (verändert aus: LGRB, 2002).....	36
Abbildung 3-14	Lage der Trinkwasserbrunnen in den hydrogeologischen Einheiten	43
Abbildung 3-15	Wasserschutzgebiete im Untersuchungsgebiet.....	49
Abbildung 5-1	Jährliche Nmin-Herbstmittelwerte (0-90 cm) und Standardabweichungen, 1989 bis 2005	71
Abbildung 5-2	Mittlere Nmin-Werte aus Herbst (H) und Frühjahr (F), chronologisch, 1993 bis 2005.....	74
Abbildung 5-3	Jährliche Nmin-Mittelwerte aus dem Herbst innerhalb und außerhalb (Weiherbach) von Wasserschutzgebieten, 1989 bis 1995.....	77
Abbildung 5-4	Nmin-Mittelwerte (Frühjahr) (0-60 cm) einzelner Fruchtarten innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten, 1989 bis 1995 und 2000 bis 2005	78
Abbildung 5-5	Boxplots der Nmin-Herbstwerte (0-90 cm) nach einzelnen Fruchtarten im Untersuchungsgebiet, 1989 bis 2005	79
Abbildung 5-6	Korrelation der Nmin-Herbstwerte gegen die jährliche Niederschlagssumme von Juni bis Oktober	81
Abbildung 5-7	Berechnete Grundwasserneubildungsraten, 1990 bis 2003 im Untersuchungsgebiet.....	91
Abbildung 5-8	Berechnete Sickerwasserraten unter Acker, Grünland und Wald, Evapotranspiration und Verhältnis des Sommer zum Gesamtniederschlag, 1990 bis 2003	92
Abbildung 5-9	Grundwasserneubildung unter den Landnutzungsformen Ackerland, Grünland und Wald bei verschiedenen nutzbaren Feldkapazitäten	93
Abbildung 5-10	Abflussgerade des langjährigen Niederschlags- und Abflusswertes (aus: DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980), berechnete Sickerwasserrate und gemessene Pegelabflüsse gegen Jahresniederschlag	94

Abbildung 5-11	Jährliche berechnete Sickerwasserdaten (Q_{BAS}) gegen Abfluss am Pegel Ubstadt (Q_{Gebiet})	95
Abbildung 5-12	Jährliche Austauschfaktoren unter Acker, Grünland und Wald	98
Abbildung 5-13	Berechnete, mittlere Nitratkonzentrationen des Sickerwassers im Untersuchungsgebiet, 1990 bis 2003	100
Abbildung 5-14	Berechnete Nitratkonzentrationen verschiedener Landnutzungen innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten, 1990 bis 2003.....	102
Abbildung 5-15	Mittlere Verlagerungstiefe des Sickerwassers bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitäten und Nutzungen, 1990-2003.....	104
Abbildung 5-16	Mittlere Verlagerungstiefe des Sickerwassers im Wasserschutzgebiet Kürnbach, 1990 bis 2003	105
Abbildung 5-17	Flächenmäßige Zuordnung der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Böden nach nFK und FK	106
Abbildung 5-18	Konzentration der Hauptionen der Brunnen im Untersuchungsgebiet.....	112
Abbildung 5-19	Prozentuale Äquivalentkonzentrationen der Hauptionen.....	113
Abbildung 5-20	Korrelation der Nitrat- und Chloridkonzentrationen des Grundwassers, 1988 bis 2006.....	114
Abbildung 5-21	Boxplots (5-, 10-, 25-Percentil, Mittelwert (gepunktete Linie), Median, 75-, 90- und 95-Percentil) der Nitratkonzentrationen, 1988 bis 2006.....	115
Abbildung 5-22	Verlauf der Nitratkonzentrationen in den Brunnen und Grundwassermessstellen des Untersuchungsgebietes, 1988 bis 2006.....	117
Abbildung 5-23	Wasserschutzgebiet Zaisenhausen mit Brunnen, Quellen und Grundwassermessstellen	119

Abbildung 5-24	(oben) Berechnete Verlagerungstiefen des Sickerwassers (Säulen) und aufsummierte Verlagerungstiefen (Ganglinien), 1990 bis 1999	122
Abbildung 5-25	(mitte) Berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser, 1990 bis 2003.....	122
Abbildung 5-26	(unten) Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Trinkwasserbrunnen, WSG Oberacker, 1996 bis 2006	122
Abbildung 6-1	Jährliche berechnete Stickstoffemissionen im Sickerwasser, 1990 bis 2003.....	129
Abbildung 6-2	Berechnete flächenspezifische Stickstoffemissionen innerhalb und außerhalb der Wasserschutzgebiete	131
Abbildung 6-3	Nmin-Herbst- und Frühjahrswerte der Wasserschutzgebiete, chronologisch von Herbst (H) 1993 bis Frühjahr (F) 2005.....	134
Abbildung 6-4	Korrelation der Nmin-Herbstmittelwerte gegen die Niederschlagssumme von Juni bis Oktober	136
Abbildung 6-5	Gegenüberstellung berechneter und gemessener Nitratstickstoffkonzentrationen, Teileinzugsgebiete, 2001 bis 2003.....	140
Abbildung 6-6	Gemessene Nitrat-Stickstoffkonzentrationen der Brunnen, des Kohlbachs und berechnete Sickerwasserkonzentrationen, 2001 bis 2003	141
Abbildung 6-7	Chloridkonzentrationen als Boxplots der Brunnen und Gewässer	142
Abbildung 6-8	Sulfatkonzentrationen als Boxplots der Brunnen und Gewässer	144

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1	Flächenanteil der Bodenarten des Feinbodens im Oberboden des Untersuchungsgebietes	33
Tabelle 3-2	Beispiele des Objektartenkatalogs aus ATKIS®.....	40
Tabelle 3-3	Standort, Grundwasserspiegel und Geologie der Trinkwasserbrunnen im Untersuchungsgebiet (Quelle: HGE).....	44
Tabelle 3-4	Anzahl der Nmin-Werte [kg N/(ha·a)] aus Herbst (H) und Frühjahr (F), 1989 bis 2005	47
Tabelle 3-5	Parameter der Grundwasseruntersuchungen der LUBW	50
Tabelle 3-6	Anzahl der Probenahmen und Messprogramm der Messstellen im Untersuchungsgebiet.....	50
Tabelle 3-7	Parameter der Trinkwasseruntersuchungen der Gemeindewasserversorgung.....	51
Tabelle 3-8	Anzahl der Probenahmen der Nitratuntersuchungen von 1995 bis 2005.....	52
Tabelle 4-1	Einflussgrößen auf die Geschwindigkeit der Sickerwasser- verlagerung unterhalb des Wurzelraumes (nach: RENGER, 2002)	61
Tabelle 5-1	Mittlere Nmin-Werte [kg N/(ha·a)] der Landnutzungen inner- und außerhalb der Wasserschutzgebiete, 1990 bis 2005	85
Tabelle 5-2	Flächengewichtete Stickstoffüberschüsse auf Gemeindeebene.....	86
Tabelle 5-3	N-Bilanzsalden nach Betriebsformen für die Haupterwerbs- betriebe (Quelle: GAMER & ZEDDIES (2001, S. 33)	87
Tabelle 5-4	Sensitivitätsanalyse N-Bilanzen.....	88

Tabelle 5-5	Herbstliche Nmin-Daten (0-90 cm) [kg N/(ha·a)] und N-Salden [kg N/(ha·a)], 1989 bis 2005	89
Tabelle 5-6	Niederschlags- ($N_{s,j}$), Verdunstungsraten (E_{Haude}) und berechnete Sickerwasserrate (Q_{BAS}), 1990 bis 2003.....	90
Tabelle 5-7	Klimadaten und Grundwasserneubildung aus dem Weiherbach im Vergleich, 1991 bis 1994	96
Tabelle 5-8	Flächenanteile der mittleren Austauschfaktoren.....	98
Tabelle 5-9	Flächengewichtete NO_3 -Konzentrationen, 1990 bis 2003 ...	101
Tabelle 5-10	Gemittelte Eingangsdaten zur Berechnung der Aufenthaltsdauer der Brunnen.....	108
Tabelle 5-11	Änderung der Grundwasserneubildung, der Nitratkonzentration im Sickerwasser und der Verlagerungstiefe in Abhängigkeit der Eingangsparameter (nach RENGGER, 1992b)	110
Tabelle 5-12	Eingangsparameter, prozentualer Minimum- und Maximumwert vom Mittelwert	111
Tabelle 5-13	Gemessene (gem.) und berechnete (ber.) Nitratkonzentrationen und prozentuale Differenzen (Diff.) der drei Brunnen in Kraichtal	120
Tabelle 5-14	Gemessene (gem.) und berechnete (ber.) Nitratkonzentrationen und prozentuale Differenzen (Diff.) der Brunnen in Kürnbach und der GWM 4 in Zaisenhausen.....	121
Tabelle 5-15	Gemittelte Eingangsdaten, mittlere gemessene und berechnete Nitratkonzentration der Brunnen und prozentuale Differenz	124
Tabelle 6-1	Stickstoffemissionen über den Grundwasserpfad aus MONERIS.....	130
Tabelle 6-2	Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration der Brunnen in drei Zeitabschnitten	137
Tabelle 6-3	Prozentuale Verteilung der Flächennutzung in den Wasserschutzgebieten	138

Abkürzungsverzeichnis

A	Aufenthaltsdauer [a]
AF	Austauschfaktor
ALLB	Amt für Landwirtschafts-, Landschafts- und Bodenkultur (jetzt: RP)
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
ber.	berechnet
BK 25	Bodenkarte im Maßstab 1:25.000
BMG	Bundesministerium für Gesundheit
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
Br	Brunnen
BÜK 200	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000
BÜK 350	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:350.000
C_{eq}	Äquivalentkonzentration [meq/l]
C_{Konz}	Konzentration des Ions [mg/l]
$C_{BAS,N}$	Nitratkonzentration im Basisabfluss [mg N/l]
DHM	digitales Höhenmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Evapotranspiration [mm]
EEA	European Environment Agency
E_{HAUDE}	jährliche potenzielle Evapotranspiration nach HAUDE [mm]
EU	Europäische Union
F	Frühjahr
Fk	Feldkapazität [mm]
gem.	gemessen
gGWK	gefährdeter Grundwasserkörper
GLA	geologisches Landesamt (jetzt: LGRB)

GWK	Grundwasserkörper
GWM	Grundwassermessstelle
GV	Großvieheinheiten
H	Herbst
Ha	Hektar
HGE	Hydrogeologische Erkundung
HW	Hochwert
LAP	Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (jetzt: LUBW)
LGRB	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (früher: GLA)
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (früher: LfU)
LUFA	Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsan- stalt Augustenberg
LV	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
m ü. NN	Meter über Normalnull, Höhe über dem Meeresspiegel
m u. GOK	Meter unter Geländeoberkante
M	molare Masse [g/mol]
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss [m ³ /s]
Nleg	Nichtleguminosen (Zwischenfrucht)
MLR	Ministerium ländlicher Raum Baden-Württemberg
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss [m ³ /s]
MQ	Mittelwasserabfluss [m ³ /s]
MQSommer	Mittelwasserabfluss [m ³ /s] im Sommer
MQWinter	Mittelwasserabfluss [m ³ /s] im Winter
N	Stickstoff
N _{Bedarf}	Stickstoffbedarf
N-Bilanzen	Stickstoffbilanzen
N _{Bod}	organischer N-Pool im Boden
N _{Düng}	gesamter Düngebedarf (organisch und mineralisch)

N _{Ernte}	N-Entzug der Haupt- und erntefähigen Nebenfrucht
nFK	nutzbare Feldkapazität [mm]
NID	Nitratinformationsdienst
N _{min}	mineralisierter Stickstoffgehalt im Boden [kg N/(ha·a)]
N _{min}	pflanzennutzbarer Nitratstickstoffvorrat im Frühjahr (N _{min})
N _{orgDüng}	langjährige organische Düngung
N _{orgP}	pflanzennutzbare N-Lieferung aus dem organischen Pool
N _{Rest}	Zuschlag für nicht erntefähige Restpflanze
NS _J	Jahresniederschlag [mm]
NS _{So}	Niederschlag im Sommer [mm]
NS _{Wi}	Niederschlag im Winter [mm]
N _{Vorfrucht}	den Ernteresten der Vorfrucht
N _{Zwischenfrucht}	den Zwischenfrüchten und N-Düngung nach Ernte der Vorfrucht
oZfr.	ohne Zwischenfrucht
R	Korrelationskoeffizient
RP	Regierungspräsidium
RW	Rechtswerte
Q _{BAS}	Basisabfluss oder Grundwasserneubildung [mm]
Q _{BAS,Ackerland}	Grundwasserneubildung unter Ackerland [mm]
Q _{BAS,Grünland}	Grundwasserneubildung unter Grünland [mm]
Q _{BAS,Nadelwald}	Grundwasserneubildung unter Nadelwald [mm]
Q _f	Quellfassung
Q _{Gebiet}	Gebietsabfluss [mm]
SchALVO	Schutz- und Ausgleichsverordnung
Sg	Sommergetreide
SLA	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg
T	Verlagerungstiefe [dm/a]
T _{Bod,unges.}	Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone [dm/a]
TK	Topographische Karte
UBA	Umweltbundesamt

UM BW	Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
Wg	Wintergetreide
Wpfl	pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSG	Wasserschutzgebiet
z	stöchiometrische Wertigkeit des Ions
ΔR	Wasservorratsänderung

Schriftenreihe SWW - Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlämmen. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.

- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).

- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Abauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).

- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).

-
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisaton. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des

- Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinenteknik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sichelhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBEGNA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of the Performance of a Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Adenauerring 20

76131 Karlsruhe

Tel: 0721/608-2457, Fax: 0721/607151, e-mail: kaupa@iwg.uka.de