

7 Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Brunnenwasserqualität an Referenzbrunnen

Um eine detaillierte Interpretation der Auswirkungen des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts auf die zeitliche Entwicklung der Belastungssituation vornehmen zu können, wurden an 13 Brunnen von Juli 1996 bis Dezember 2000 regelmäßige Wasserbeprobungen durchgeführt. Die Brunnenauswahl erfolgte auf der Grundlage von Clusteranalysen zur hydrochemischen Belastung und zur Umweltsituation im Brunnenanstrom, um möglichst repräsentative Untersuchungsergebnisse zu gewinnen.

Als Grundlage zur Gefährdungsabschätzung dient die in Abschnitt 2 vorgestellte Konfiguration des UIS Saidenbachtalsperre und die verbesserte Datenbasis pedologischer Modelleingangsdaten zur Wasserhaushaltsbilanzierung mit „WRAP“ in den Einzugsgebieten der Referenzbrunnen.

7.1 Geofaktoren

Tabelle 7-1 zeigt einige im GIS und durch Felduntersuchungen gewonnene Parameter zur naturräumlichen Ausstattung und landwirtschaftlichen Nutzung im Brunnenanstrom der Referenzbrunnen.

Etwa 70 Prozent der ausgewählten Einzugsgebiete unterliegen überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung. Dies entspricht der Nutzungsverteilung im gesamten Untersuchungsraum (Abschn. 3.8).

Die Böden stellen größtenteils sehr bindige, grus- und schuttführende Kryolehme über Gneisschutt dar (Bodenart Il-tl(GrX)44/X). Die Feldarbeiten erwiesen für alle untersuchten Böden das Vorhandensein von Stauhorizonten (Abschn. 3.5) und lassen überwiegend auf einen Bodentyp Pseudogley-Braunerde schließen. Im Umfeld der Brunnen SB/F01, SB/F37, SB/H06 und SB/H24 tritt häufig Staunässe auf. Der Anteil der Vergleyung nimmt zu und führt zur Ausprägung der Bodentypen (Norm-)Pseudogley, (Norm-)Gley oder Gley-Vega.

Die Geologie ist in allen Einzugsgebieten durch Gneise geprägt. Am häufigsten tritt streifiger Muskovitgneis (mgn) mit seinen Randgesteinen (Granatglimmerfels-mg) auf (Abschn. 3.3).

Die Untersuchungsergebnisse aus hydrogeologischen Felderkundungen (Abschn. 4) und der Beprobungskampagne (Abschn. 6.3) lassen den Schluss zu, dass aus hydrogeologischer Sicht die Einzugsgebiete der Brunnen weitestgehend dem Regelfall reliefkontrollierter Grundwasserströmung mit dominierendem Zwischenabfluss entsprechen (Abschn. 4.3.1, Abb. 4-2). Ausnahmen stellen die Brunnen SB/F37 und SB/F68 in Forchheim mit größeren Anteilen Basisabfluss dar (Abschn. 4.3.2, Abb. 4-3).

Die bei der Brunnenbeprobung durchgeführten Abflussspendenmessungen sind kritisch zu bewerten. Geringe Messintervalle (maximal eine Messung pro Monat) und teilweise technisch

ausgebaute Brunnenanlagen verringern die Zuverlässigkeit. Für einige Brunnen konnten keine Abflussspendenmessungen erfolgen, weil sie wegen verschlossener oder zu schwerer Betonabdeckungen unzugänglich waren. Die ungenügende Datendichte insbesondere zu Trockenwetterabflüssen ermöglicht folglich keine gesicherten Aussagen zu durchschnittlichen Basisabflussanteilen in den Hausbrunnen.

Tab. 7-1: Naturräumliche Standortfaktoren in den Einzugsgebieten der Referenzbrunnen

Brunnen	[m HN]	Schlag	Ak- ker [%]	A _E [ha]	Abfluss [l/s*km ²]		Expo- sition	Ø Neig. [°]	Hanglänge [Max m] [Ø m]		Geolo- gie ^{7/1}	Bodenart ^{7/2}
					min	max						
SB/F01	527,0	130-531	97	1,54	n.m. ^{7/3}		N	4,8	311	90	mgn	ll-tl(GrX)44/X
SB/F09	548,1	50-513	87	1,65	0	21,6	NW	5,8	356	87	gni	ll-tl(GrX)44/X
SB/F33	571,0	360-571	99	1,4	n.m.		E	4,1	303	82	mgn	ll-tl(GrX)44/X
SB/F37	534,3	230-555, Ökobauer	75	1,5	7,2	17,1		6,4	411	197	ggn	ll-tl(GrX)44/X, ll(GrX)26/X+ tl(GrX)26/X
SB/F62	506,0	367-601/2	98	1,27	1,8	23,8	SSW	3,8	338	69	mgn	ll-tl(GrX)44/X
SB/F68	483,1	367-601/1	18	0,66	1,5	5,3	SW	7,6	168	70	mgn	ll-tu
SB/H01	503,1	1-464	20	2,1	1,0	12,9	WNW	7,5	482	125	gni	ll-tl(GrX)44/X
SB/H06	535,6	1-7 privat	97	0,59	8,1	60,5	SSW	4,4	260	91	mgn, mg	ll-tl(GrX)44/X
SB/H24 ^{7/4}	528,5	1-441	90	0,75	n.m.		SE	5,9	248	82	mgn	ll-tl(GrX)44/X
SB/L09	503,3	privat	50	2,56	0,2	8,3	S	5,5	501	93	mgn, mg	ll-tl(GrX)44/X

Fazit: Die dargelegten Informationen zur Nutzungsverteilung und naturräumlichen Ausstattung zeigen, dass die ausgewählten Brunnen den typischen Gegebenheiten im gesamten Untersuchungsraum entsprechen. Somit sind die folgenden Untersuchungsergebnisse für das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre repräsentativ und darüber hinaus auf Gebiete mit ähnlicher Umweltsituation übertragbar.

7.2 Niederschlags-Abfluss-Analyse im Beprobungszeitraum

Die Witterungsverhältnisse im Beprobungszeitraum unterscheiden sich zum Teil deutlich vom mehrjährigen Mittel. Zudem bewirken die verschiedenen Standortfaktoren aus Nutzung, Bewirtschaftung und Naturraum in den Brunneneinzugsgebieten Differenzen im N-A-Geschehen. Somit ist die gesonderte Erfassung der N-A-Komponenten für jeden Referenzbrunnen in täglicher (SCS-Methode) und monatlicher (Bodenwasserhaushaltsmodell) Auflösung des Beprobungszeitraums Voraussetzung für die Interpretation der zeitlichen Entwicklung seiner hydrochemischen Belastung.

^{7/1} Quelle: Geologische Spezialkarte 1:25.000 (REINISCH, 1931): mgn-Muskovitgneis; mgi-Injektionsgneis; ggn-Granulit-,Aplitgneis; mg-Granatglimmerfels (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2.2)

^{7/2} Quelle: SLFUG (MMK, vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2.2); Feldarbeiten (vgl. Abschn. 4)

^{7/3} n.m.–nicht messbar

^{7/4} ein am Hangfuß gelegener Brunnen innerhalb eines von vier Referenzbrunnen gebildeten Hangprofils

Tab. 7-2 und Abb. 7-1 zeigen die arithmetischen Mittelwerte von mit „WRAP“ für die Referenzbrunnen modellierten N-A-Komponenten im Untersuchungszeitraum. Aus den **Niederschlags**messungen der Talsperrenverwaltung Reifland sowie der Versuchsstation der Sächsischen LFL in Forchheim (siehe Abschn. 2.2, Tab.2-2) ergeben sich für 1996, 1997 sowie 2000 unter- und für 1998, 1999 überdurchschnittliche Jahressummen (Tab 5-11).

Tab. 7-2: Mittlerer Wasserhaushalt in Flachbrunneneinzugsgebieten des Untersuchungsraums im Beprobungszeitraum (1996-2000)

^{7/5} Jahr	N(h _N)	N(h _N) VZ	N(h _N) VIZ	N(h _N) VIZ:VZ	N _D	A _S	A _S VIZ	A _S VZ	A _S VIZ	T	LF	PET	N _{MOD} ^{7/6}	N _{MOD} - N
	[mm]	[mm]	[mm]	1:n	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[%]	[°C]	[%]	[mm]	[mm]	[mm]
1996	864	609	256	1:2,4	55	435	169	266	39	5,9	85	435	925	61
1997	815	424	390	1:1,1	79	309	217	92	70	6,6	80	499	887	72
1998	1096	568	528	1:1,1	125	427	316	111	74	6,5	77	510	1063	-33
1999	1054	610	444	1:1,4	119	301	234	67	78	7,5	73	639	1059	5
2000	836	395	441	1:0,9	136	278	245	32	88	8,4	79	663	1076	240
Ø	933	521	412	1:1,3	103	350	236	114	70	7	79	549	1002	69

Das Jahresmittel der **Temperatur** und der **potentiellen Evapotranspiration** liegt 1996, 1997 und 1998 unter dem mehrjährigen Durchschnitt und 1999 sowie 2000 darüber. Die Wintermonate Januar, Februar und März waren, verglichen mit dem mehrjährigen Mittel (1975 – 2000), mit Ausnahme des Jahres 1996, dem Februar 1999 und dem Januar 2000 zu warm.

Das **Verhältnis** von **Niederschlägen** der **vegetationslosen- zur Vegetationszeit** entspricht 1997 bis 1999 in etwa dem mehrjährigen Mittel von 1:1,34. 1996 dagegen war der Winter trocken und der Sommer überdurchschnittlich feucht (1:2,4). In Folge sind die berechneten **Infiltrationsraten** in der Summe der Vegetationszeit 1996 höher (etwa 60%) als im Winterhalbjahr (etwa 40%). Die Gesamtabflüsse der Vorfluter belegen die ungewöhnlich hohen Sommerhalbjahresabflüsse dieses Jahres (Abschn. 5.2.2.6, Tab. 5-11). Für die Jahre 1997, 1998 und 1999 liegt die Infiltrationsrate in den Monaten Oktober bis März bei durchschnittlichen 72 bis 80%, im Jahr 2000 sogar bei etwa 90 %. Für die Herbstmonate September, Oktober und November 1998 sind extrem überdurchschnittliche Versickerungsraten zu verzeichnen (etwa 225 mm), ebenso für den Monat März 2000 (etwa 100 mm).

In Folge ergeben sich für die **vegetationslose Zeit** mit Ausnahme des Jahres 1996 die **potentiell höchsten Risiken für Schadstoffeinträge** in die Brunnenwässer. Dies gilt um so mehr für Zeiträume großer Bodenfeuchte nahe Feldkapazität, die mit hohen Niederschlagsintensitäten einher gehen. **Feuchteperioden** und **extreme Niederschlagsereignisse** > 10 mm/h (z.B. Gewitterregen) können auch in der **Vegetationszeit Grundwasserneubildung** bewirken. So infiltrierten im Zeitraum Juli, August, September 1996 etwa 235 mm sowie im Juli 1997 und im Juli 1999 etwa 50 mm. Auch hier ist ein potentiell hoher Eintrag von Schadstoffen in die Brunnenwässer vorauszusetzen.

^{7/5} Datenbasis Jahre 1996 bis 1999: Talsperrenverwaltung Reifland; Jahr 2000: Sächsische LFL – Versuchsstation Forchheim (Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

^{7/6} N_{MOD} = modellierter Niederschlag aus „WRAP“ (N_{MOD} = PET+N_D+A_S)

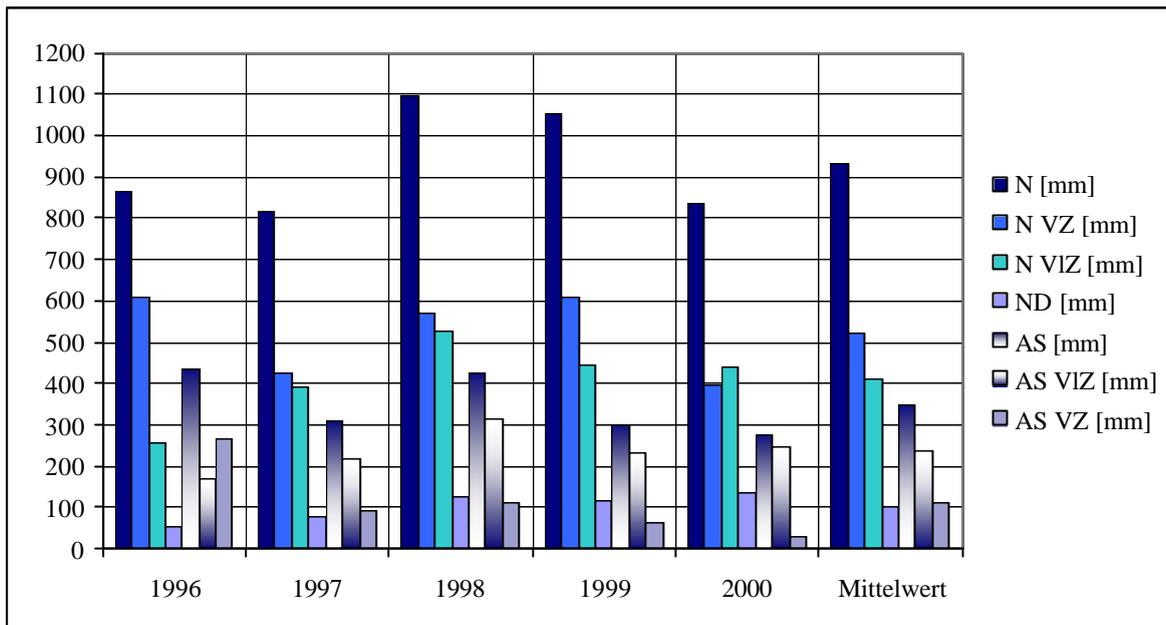


Abb. 7-1: Mit „WRAP“ für Flachbrunneneinzugsgebiete des Untersuchungszeitraums berechnete mittlere Raten des Direktabflusses (N_D) sowie der Versickerung (A_S) in der Vegetations- (VZ) und vegetationslosen (VIZ) Zeit

Im Jahr 2000 ist die **Differenz** zwischen **modelliertem Niederschlag** N_{MOD} aus dem N-A-Modell und dem **gemessenen Niederschlag** mit 240 mm entgegen den sonstigen Abweichungen im Bilanzierungszeitraum (+ 61 bis -33 mm) sehr hoch (Tab. 7-2). Dies ist darauf zurückzuführen, dass für die überdurchschnittlich trockene Vegetationszeit im Modell mit dem HAUDE-Verfahren (vgl. Abschn. 5.2.2.2) zu hohe Evapotranspirationssummen berechnet wurden und der Untersuchungsraum im März einer extremen N-A-Dynamik unterlag.

Der berechnete **Gesamtabfluss** für die berücksichtigten Flachbrunnen beträgt im Mittel des Untersuchungszeitraums 453 mm. Die Differenz von etwa 70 mm zu den im gleichen Zeitraum gemessenen durchschnittlichen Vorfluterabflüssen (Abschn. 5.2.2.6) ergibt sich u.a. daraus, dass bei nicht ganzjährig bewachsenen Flächen überdurchschnittliche Mengen Niederschlag abflusswirksam werden.

Das **Retentionsvermögen** der Brunneneinzugsgebiete wird in „WRAP“ durch die Berechnung der Anfangsverluste mit dem SCS-Verfahren bestimmt (Abschn. 5.2.2.3). Die **Abflussbildung** setzt in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte nach unterschiedlichen Niederschlagsmengen- und Intensitäten ein. So ist in der Hauptvegetationszeit nach Niederschlägen < 40 mm/d und Intensitäten < 10 mm/h kaum Grundwasserneubildung zu erwarten, wenn die Böden den für diese Zeiträume typischen geringen Bodenfeuchten entsprechen. Langjährige Lysimetermessungen von REICHELT (1998) bestätigen dies. In Feuchteperioden werden dagegen schon geringe Niederschlagsmengen abflusswirksam.

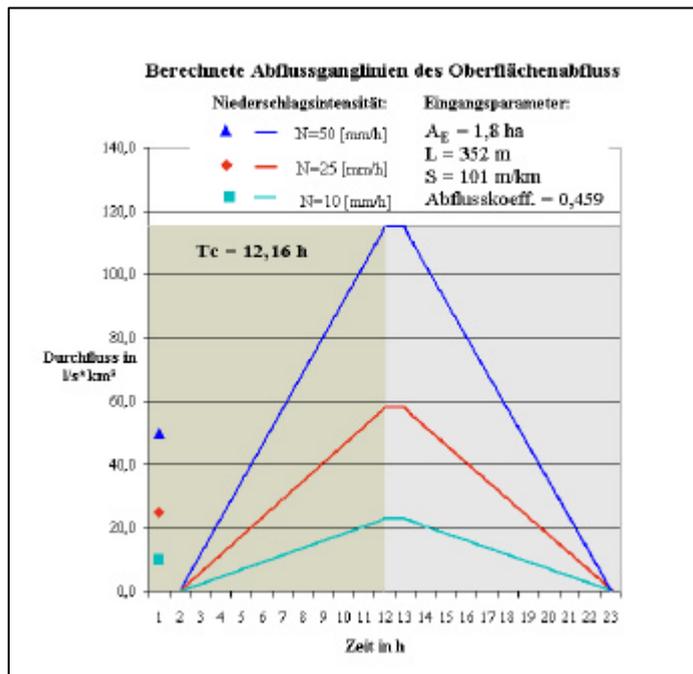


Abb. 7-2: Mit der Rationalmethode berechnete Durchflussganglinien zur Beschreibung des mittleren Translationsverhaltens der Referenzbrunneneinzugsgebiete

Die in Abb. 7-2 dargestellten Abflussganglinien beschreiben das mittlere **Translationsverhalten** in den Einzugsgebieten der Referenzbrunnen auf der Grundlage arithmetischer Mittelwerte der morphometrischen Eingangsdaten nach Erreichen der Feldkapazität (Tab. 7-1). Sie zeigen, dass der Abflussscheitel des Oberflächenabflusses am Gebietsauslass der Einzugsgebiete etwa einen halben Tag nach dem Niederschlagsereignis erreicht wird. Da für den hypodermischen Abfluss z.T. nur geringe zeitliche Verzögerungen zum Oberflächenabfluss vorauszusetzen sind, ist in solchen Fällen von einer möglichen Beeinträchtigung der Brunnenwasserbeschaffenheit durch Schadstoffeinträge in Zeiträumen < 1 Tag auszugehen.

Detaillierte GIS-basierte Untersuchungsergebnisse zu Fließ- und Verweilzeiten in der gesättigten und ungesättigten Zone der Brunneneinzugsgebiete können mit der vorhandenen Datenbasis nicht vorgelegt werden (vgl. Abschn. 5.3). Die aus technischen Gründen mangelhaften Abflussspendenmessungen an den Brunnen sind gleichermaßen für eine gesicherte Interpretation ungeeignet. Deshalb sollen von MICHALSKI (2000) regelmäßig untersuchte Drainagen mit vergleichbaren naturräumlichen Ausstattungen die Abflussbildung des hypodermischen Abflusses veranschaulichen. Abb. 7-3 enthält ein Beispiel für das Abflussverhalten einer 2,4 ha großen Drainage unter Weidelgras am westlichen Ortsrand von Haselbach im September 1998. Weitere sechs Drainageeinzugsgebiete weisen im gleichen Zeitraum ein fast identisches Retentions- und Translationsverhalten auf. Die Ganglinien der Quellschüttungen zeigen nach Erreichen der Feldkapazität im Boden des Brunnenanstroms einen schnellen Anstieg bis zum Abflussscheitel innerhalb von 3 Tagen. Da dieser Zeitraum dem Abstand der Messungen entspricht, kann das Maximum des Durchflusses auch eher erreicht worden sein.

Etwa 14 Tage bis drei Wochen nach der Feuchteperiode geht die Abflusspende wieder gegen das Ausgangsniveau. Für die Brunnen ist ein ähnliches N-A-Verhalten vorauszusetzen. Zum einen sind auch hier teilweise Drainagen verbracht, andererseits ist gleichermaßen der hypodermische Abfluss dominant.

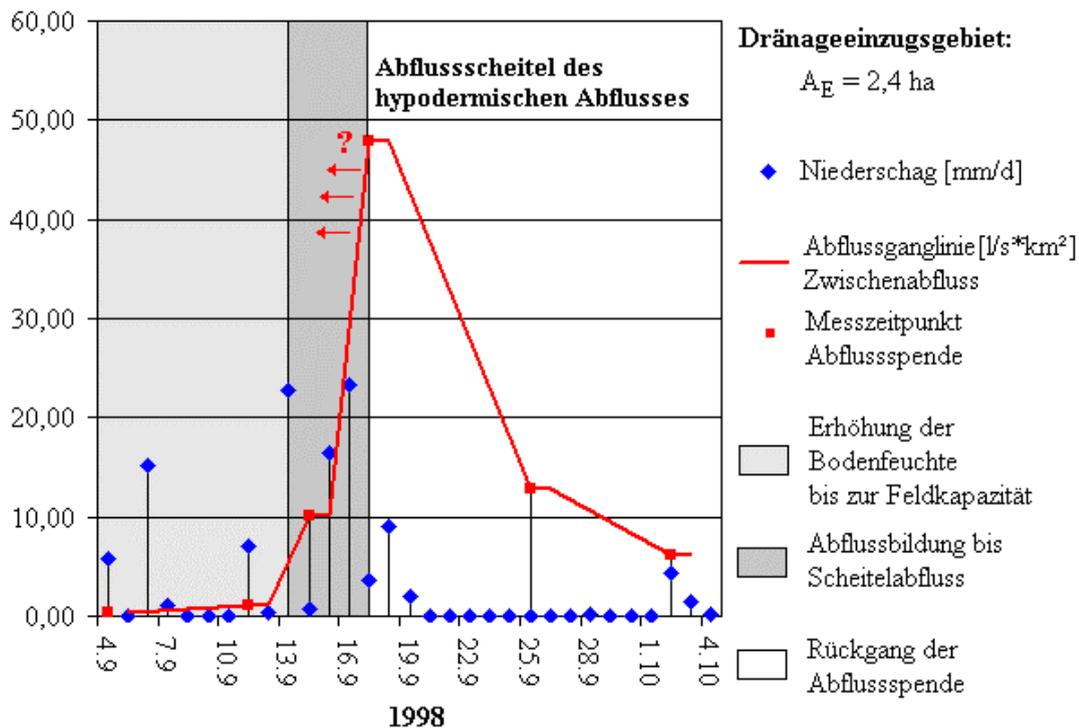


Abb. 7-3: N-A-Verhalten einer Drainage etwa 200 Meter westlich zum Referenzbrunnen SB/H06 während einer Feuchteperiode im Herbst 1998 (Quelle der Rohdaten: MICHALSKI , 2001 mdl. Mitt.)

Fazit: Im Beprobungszeitraum traten, verglichen zum mehrjährigen Mittel, erhebliche Besonderheiten im N-A-Geschehen auf. Insbesondere der überdurchschnittlich feuchte Herbst 1998 lässt größere Nitrat Auswaschungen aus dem Boden vermuten, da die Feuchteperiode direkt nach der Ernte begann. Extreme Niederschlagsereignisse können bei Feldkapazität im Boden innerhalb weniger Stunden und Tage zu einer Kontamination des Brunnenwassers mit dem INTERFLOW bzw. bei baulichen Mängeln mit dem Oberflächenabfluss führen. Die Auswirkungen der beschriebenen Abflussdynamik auf die Brunnenwasserqualität werden in den folgenden Kapiteln untersucht.

7.3 Isotopenstudien zum Nitratreintrag

Die alleinige Betrachtung der chemischen Konzentration von Nitrat und Ammonium im Brunnenwasser lässt keine gesicherten Aussagen über die Herkunft dieser sehr gut löslichen Stickstoffkomponenten zu. Isotope als stoffinterne Tracer eröffnen die Möglichkeit, die unterschiedlichen Quellen dieser Stickstoffparameter (Abschn.6.1) zu erfassen und somit die Ursachen für die Brunnenwasserbelastung mit Nitratstickstoff zu benennen. International beinhalten eine Vielzahl von Arbeiten die Bewertung des Stickstofftransports durch Isotopenuntersuchungen (u.a. AMBERGER & SCHMIDT, 1987, BÖTTCHER et.al., 1990; WASSENAAR, 1995; FAUST, 1993; DURKA et.al., 1994). Wissenschaftler der Sektionen Hydrogeologie und Bodenforschung des UFZ sind gleichermaßen damit befasst, mit Hilfe von Isotopen biochemische, geochemische und hydrologische Prozesse aufzuklären, Stoffverteilungen in räumlich-

zeitlicher Auflösung aufzuzeigen und zur Validierung hydrologischer Modelle beizutragen (u.a. TRETTIN et.al., 1996, STRAUCH et.al., 1997, STRAUCH, RUSSOW & KNAPPE, 1999, KNÖLLER, 2000). So auch im Untersuchungsraum (STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999).

Über die Isotopenverhältnisse des Stickstoffs ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) und des Sauerstoffs ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) im Nitrat und Ammonium der Brunnenwässer werden Ableitungen zu den Quellen dieser Parameter möglich (Tab. 7-3). Gleichmaßen sind die Wässer über ^2H und ^{18}O zu charakterisieren. Der Eintrag von Nitrat in das Grundwasser kann auf unterschiedlichem Weg über die Bodenzone erfolgen (Abschn. 6.1.1).

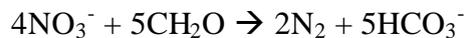
Als Quellen kommen sowohl das Nitrat aus mikrobiellen Umsetzungen bodengebundenen Stickstoffs aus der abbaubaren organischen Bodensubstanz wie auch aus organischem und mineralischem Dünger über die Wasserphase in das Grundwasser gesickertes Nitrat in Frage.

Bodengebundenen Nitrat variiert im $\delta^{15}\text{N}$ - Wert zwischen 0 ‰ und +12 ‰, bedingt durch den Verlust von Ammonium.

Die Assimilation



und insbesondere die heterotrophe Denitrifikation



verursachen Nitratverlust und führen auf Grund von Isotopenfraktionierung zu Anreicherungen des ^{15}N - und ^{18}O -Gehalts im Restnitrat und damit zu Variationen der Isotopenverhältnisse $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ und $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ im Poren- und Grundwasser.

Tabelle 7-3: Variationsbereiche der Isotopenfraktionierung für Nitrat unterschiedlicher Herkunft (Quelle: STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999)

Variationsbereich	Isotopenfraktionierung $\delta^{15}\text{N}$	Isotopenfraktionierung $\delta^{18}\text{O}$
bodengebundenen Nitrat	0‰ ... +12‰	-5‰ ... 15‰
Nitrat aus anorganischer Düngung	-3‰ ... +4‰	18‰ ... 22‰
Nitrat aus organischer Düngung	+8‰ ... >30‰	

Bei der Düngung mit Gülle oxidiert Ammonium stufenweise über Nitrit partiell zu Nitrat. Gleichzeitig gast beim Düngevorgang und in der Bodenzone Ammonium teilweise als Ammoniak aus der neutral bis schwach basischen Gülle aus. Die Ausgasung führt zu einer Anreicherung im ^{15}N des verbleibenden Ammoniums, welches mit hohem ^{15}N -Gehalt zu Nitrat oxidiert. Das resultierende Nitrat weist im ^{15}N Schwankungen zwischen +8‰ und +30‰ auf. Die Denitrifikation in Bereichen der gesättigten Zone verursacht gleichmaßen eine Isotopenfraktionierung mit der Anreicherung von ^{15}N und ^{18}O im residualen Nitrat.

Anorganischer, chemisch hergestellter Dünger liegt auf Grund seiner Herstellung aus Luft etwa zwischen -3‰ bis $+4\text{‰}$.

Somit sind bodengebundenen Nitrat und organischer Dünger isotopisch durchaus zu unterscheiden (Abb. 7-4). Die ^{18}O -Gehalte des regionalen Wassers und der Luft prägen die Isotopensignatur des Sauerstoffs im Nitrat. Bodengebundenen Nitrat kann $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zwischen 0‰ und $+12\text{‰}$ annehmen, anorganischer Dünger kann bis $>30\text{‰}$ angereichert sein (STRAUCH, mdl. Mitt. 2001).

Mit den $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Messungen am Nitrat aus ausgewählten Referenzbrunnen können folglich qualitative Abschätzungen des Nitratreintrags aus intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung bzw. punktförmigen Belastungsquellen vorgenommen werden.

7.3.1 Ergebnisse aus den Isotopenstudien

Die Brunnenwässer entsprechen in ihrer $^2\text{H}/^{18}\text{O}$ -Beziehung dem lokal typischen Niederschlagswasser des Erzgebirges. Besondere Evaporations- oder Mischungseinflüsse lassen sich nicht feststellen (BERLEKAMP et.al., 2000). Die durch die Laboranten der Isotopenlaboratorien der Sektion Hydrogeologie analysierten $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Werte zeigen, dass das Brunnennitrat im $\delta^{15}\text{N}$ überwiegend den Bereich von bodengebundenem und teilweise in geringem Maße von organischem Nitrat einnimmt (Abb. 7-4, 7-5 und 7-6).

Die organische Düngung und die atmosphärische Deposition sind an der beständigen Auffüllung bzw. Vergrößerung des organischen Stickstoffpools im Boden beteiligt (Abschn. 6.1.1) und somit als wesentliche (indirekte) diffuse Belastungsquellen zu nennen. Bei Vorhandensein lokaler Belastungsquellen (u.a. undichte Abwasser- und Güllebecken) im Brunnenanstrom ist in Ausnahmefällen direkter organischer Stickstoffeintrag in die Brunnen auszumachen. Für organischen Dünger konnten i.d.R. direkte Einträge in das Grundwasser isotopisch ($\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$) nicht nachgewiesen werden. Hinweise auf lokale Ausnahmen im Herbst 1998 sind nicht sicher zu belegen (Abb. 7-6).

Hinsichtlich des im Untersuchungszeitraum applizierten Mineraldüngers können aus den Isotopenanalysen keine signifikanten Einflüsse auf die Stickstoffauswaschung festgestellt werden. Einen Ausnahmefall stellt der direkte Eintrag in den Brunnen SB/F62 im April 1998 dar (vgl. Abschn. 7.4.2). Gleichwohl sind für die Flachbrunnen mit hohen Interflowanteilen keine Denitrifikationseinflüsse auszumachen, wodurch die Untersuchungsergebnisse aus den Abschn. 4.3.1, 6.3.3 und 6.3.4 bestätigt werden.

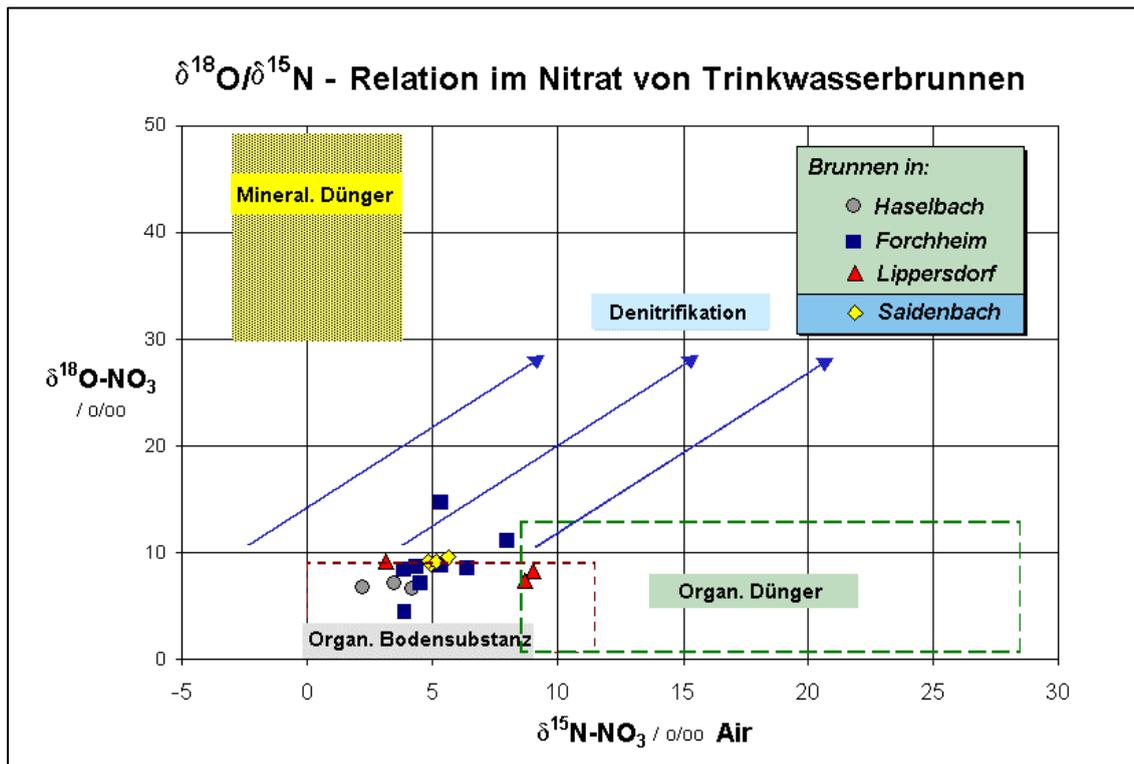


Abb. 7-4: $\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ - Relation im Nitrat von Trinkwasserbrunnen der Brunnenörter Haselbach, Forchheim und Lippersdorf und vom Vorfluter Saidenbach (Quelle: STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999)

Für Brunnenwässer mit überwiegenden Basisabflussanteilen ist Denitrifikation unter zunehmend anoxischen Bedingungen dagegen vorauszusetzen. Abb. 7-3 zeigt für den Brunnen SB/F68 Nitratgehalte von etwa 20 mg/l. Da mit abnehmendem Nitratgehalt ^{15}N im Nitrat angereichert wird, ist jeweils im Sommer/Herbst ein Denitrifikationseinfluss naheliegend. Folglich ist bei durchschnittlicher Witterung ein überwiegender Basisabflussanteil im Brunnenwasser jeweils im zweiten Quartal des Sommerhalbjahres zu vermuten. Das Brunnenwasser entspricht Mischwasser mit im jahreszeitlichen Verlauf wechselnden Anteilen schneller und langsamer unterirdischer Abflusskomponenten. Der Brunnen SB/L09 zeigt exemplarisch Belastungen des Brunnenwassers durch direkten organischen Stickstoffeintrag. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte liegen bei etwa +10‰. Der Nitratgehalt dieses Brunnens ist mit bis zu etwa 100 mg/l konstant hoch. Die Ursache liegt in einem undichten Güllebecken im Anstrom des Brunnens. Der höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalt des Nitrats ergibt sich aus der konstanten Zusammensetzung von Gülle-Nitrat zum bodentypischen Nitrat (STRAUCH, 2001 mdl. Mitt.).

Den erhöhten $\delta^{15}\text{N}$ -Werten von etwa 12‰ der Brunnen SB/H25, SB/H26 und SB/L05 im Herbst 1998 ging organische Düngung voraus. Dies könnte auf den direkten Eintrag organischen Stickstoffs hindeuten. Gleichmaßen befinden sich im Brunnenanstrom jedoch auch Klärgruben privater Haushalte, so dass diese als Ursache nicht auszuschließen sind.

Nitratgehalt und $\delta^{15}\text{N}$ -Wert in ausgewählten Brunnen

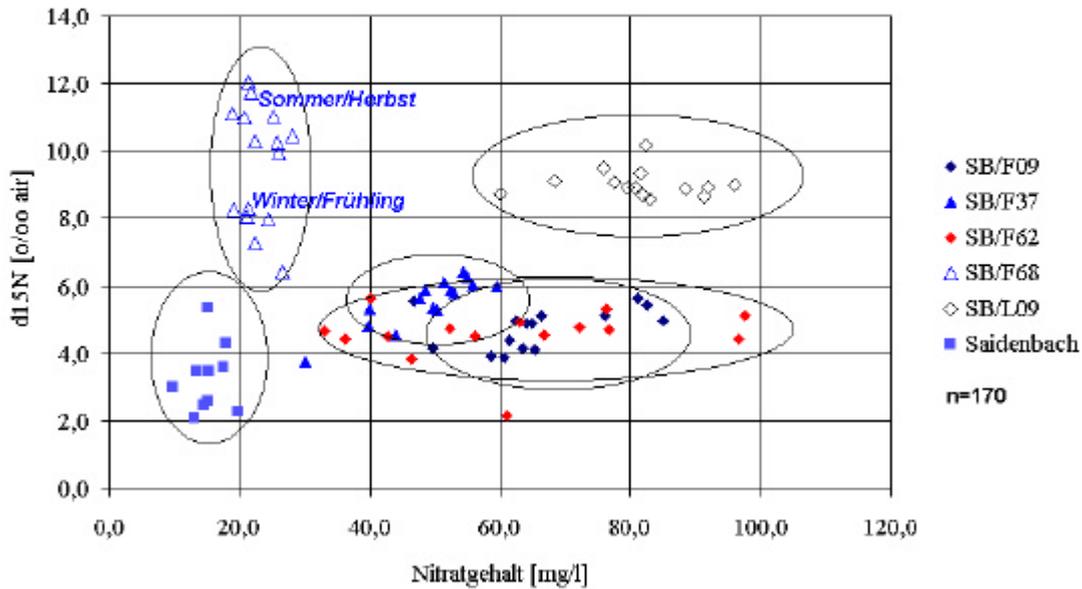


Abb. 7-5: Nitratgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte ausgewählter Referenzbrunnen im Zeitraum zwischen Juni97 bis Mai99

Der überwiegend Basisabfluss fördernde Brunnen SB/F37 (Abschn. 4.3.2, Abb. 4.3) zeigt die geringsten saisonalen Veränderungen in Nitratgehalt und Isotopie (Abb. 7-5, 7-6). Hauptquelle des Nitrats ist auch bei diesem Brunnen mineralisiertes organisches Bodenmaterial. Die Untersuchungen am Vorfluter Saldenbach lassen gleiche Schlussfolgerungen zu.

Der zeitliche Verlauf von Nitratgehalt und ^{15}N -Isotopie in den dem Regelfall entsprechenden Flachbrunnen zeigt dagegen z.T. erhebliche saisonale Veränderungen (Abb. 7-5, Abb. 7-6).

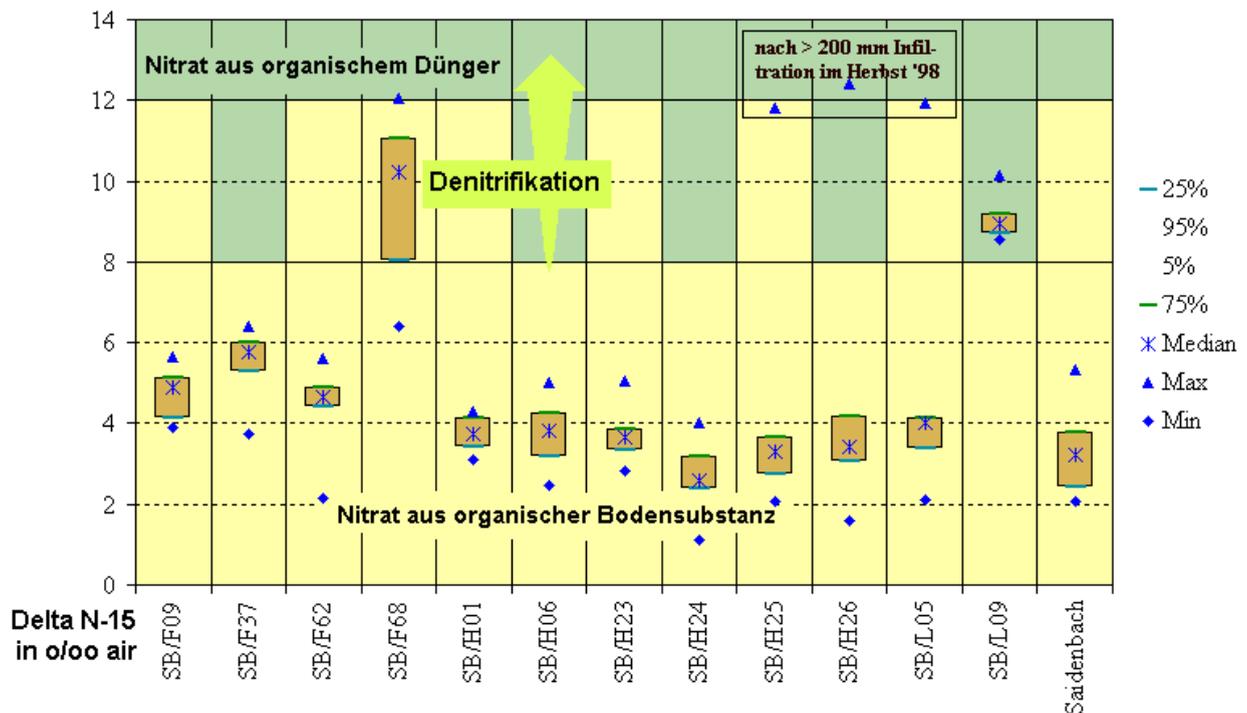


Abb. 7-6: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Variabilität der $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalte im Brunnenwassernitrat ausgewählter Referenzbrunnen und im Vorfluter Saldenbach

7.4 Fallstudien zum Schadstoffeintrag

Tabelle 7-4 zeigt die Statistik zur hydrochemischen Charakterisierung der Referenzbrunnen. Diffuse Belastungsquellen im Brunnenanstrom bewirken mittlere Nitratbelastungen zwischen 32 und 67 mg/l. Lokale Belastungsquellen können bis durchschnittlich 86 mg/l Nitrat zur Folge haben, womit sie die Brunnenwasserqualität oft nachhaltiger beeinflussen. Der pH-Wert liegt fast generell außerhalb des Grenzwertes der TVO. Begründungen sind in Abschn. 6.4.1 gegeben. Andauernde Wasserqualitätsprobleme durch andere untersuchte Parameter treten räumlich und zeitlich nur vereinzelt auf (Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Na^+ , Cl^- , K^+ - Abschn. 6.3.4).

Für alle Brunnen sind mit Ausnahme der Brunnen SB/F68 und SB/L09 hohe diffuse Belastungen festzustellen, die hauptsächlich auf intensive landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftungen im Brunnenanstrom zurückzuführen sind. Die Brunnen SB/H06, SB/H25 und SB/H26 unterliegen sowohl flächenhaften als auch punktuellen Schadstoffeinträgen.

Die Auswahl der Referenzbrunnen, die folgend detaillierten Analysen unterliegen, wurde willkürlich getroffen.

Tab. 7-4: Charakterisierung der hydrochemischen Situation in den Referenzbrunnen

Brunnen	NO_3^- [mg/l]				pH				Weitere "Problemelemente"			
	Prob.	Max	Min	Ø	Proben	Max	Min	Mittel	Parameter	Anzahl > TVO / %	Max [mg/l]	Ø [mg/l]
vordergründige Schadstoffeinträge aus diffusen Belastungsquellen												
SB/F01	31	83	36	62	31	7,4	5,4	6,0	Fe^{3+} Mn^{2+}	1 (6%)	0,207 0,069	0,051 0,019
SB/F09	32	87	54	67	32	7,3	5,8	6,2	keine	-	-	-
SB/F33	17	75	44	51	4	6,1	5,8	5,9	Fe^{3+} Mn^{2+}	3 (60%) 3 (60%)	0,837 0,065	0,386 0,037
SB/F37	33	61	30	69	33	6,9	5,7	6,1	Fe^{3+}	1 (6%)	0,222	<0,02
SB/F62	52	76	21	39	27	6,2	5,5	6,0	Al^{3+}	1 (6%)	0,229	<0,1
SB/H01	37	48	17	35	26	6,3	5,6	5,8	keine	-	-	-
SB/H23	26	41	19	33	26	5,9	5,2	5,6	Fe^{3+}	2 (14%)	0,607	0,081
SB/H24	23	68	20	41	23	5,9	5,4	5,6	keine	-	-	-
SB/H25	26	41	19	33	26	5,8	5,2	5,6	Fe^{3+}	1 (7%)	0,337	0,068
SB/H26	26	64	23	43	26	7,0	5,2	6,2	Mn^{2+} K^+	1 (7%) 1 (4%)	0,071 15,1	<0,005 2,1
vordergründige Schadstoffeinträge aus lokalen Belastungsquellen												
SB/F68	27	29	15	22,0	27	6,9	6,0	6,2	Na^+ Cl^-	20 (74%) 19 (70%)	249 487	174 299
SB/H06	28	115	31	57,4	28	7,0	5,7	6,1	keine	-	-	-
SB/L09	15	92	79	85,6	15	5,8	5,5	5,6	keine	-	-	-

7.4.1 Schadstoffeinträge aus diffusen Belastungsquellen

In den Tabellen 7-5, 7-6 und 7-7 sind für den Untersuchungszeitraum wesentliche Parameter der Nutzung sowie des Wasser- und Stickstoffhaushalts im Anstrom der Brunnen SB/F01, SB/F09 und SB/F62 zusammengefasst. Die Stickstoffauswaschung eines Jahres aus Flächen im Brunnenanstrom wird dabei näherungsweise aus der mittleren Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser (Brunnen) und der Sickerwassermenge bestimmt:

$$N[kg/ha] = \left(\frac{NO_3[mg/l] * A_s[mm/a]}{443} \right) \quad \text{Gleichung 7-1}$$

N: Stickstoffauswaschung/Jahr
A_s: Infiltrationsrate
443: Umrechnungsfaktor Stickstoff - Nitrat

Bei vorhandenen Messungen zu mineralisierten Stickstoffmengen im Herbst im Boden kann aus der winterlichen Sickerwassermenge und den Bodeneigenschaften (Feldkapazität) näherungsweise die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (SCHEFFER, 1998):

$$A_s NO_3[mg/l] = \left(\frac{N_{\min} \text{Boden}[kg/ha] * 443}{A_s[mm]} \right) \quad \text{Gleichung 7-2}$$

N_{min}: Menge mineralisierten Stickstoffs im Boden

a) Brunnen Forchheim 01 (SB/F01):

Der Brunnen SB/F01 ist etwa 500 m südöstlich des Vorbeckens Forchheim, inmitten des Ackerschlags 130-531 (Agrargenossenschaft Forchheim) in 527m HN gelegen. Die Größe des relieforientierten Einzugsgebietes beträgt 1,54 ha und unterliegt zu 97 % ackerbaulicher Nutzung (Tab. 7-1). Lokale Belastungen sind im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt worden.

Die Nitratkonzentration ist im Beprobungszeitraum stetig gestiegen und befindet sich im für Ackerflächen des Untersuchungsraums festgestellten typischen Bereich > 50 mg/l (GRÜNEWALD, 1994, REICHEL, 1998, MICHALSKI, 2000). Insbesondere im Jahr nach der organischen Düngung zu Weidelgras 1998 (Rindergülle) ist im Brunnen ein Anstieg des Nitratkonzentrationsniveaus zu verzeichnen. Stichprobenartige Isotopenmesswerte weisen auf eine typische Nitratbelastung des Brunnens aus der Mineralisation organisch im Boden gebundenen Stickstoffs hin (Abschn.7.3.1).

Tab. 7-5: Mit der GIS-Applikation „WRAP“ ermittelte Abflusskomponenten, Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen, Nitratbelastungen sowie abgeleitete Bilanzierungen von flächenhaften Stickstoffausträgern im Einzugsgebiet des Brunnens SB/F01

Jahr	N _D [mm]	A _S [mm]	A _S - WH a/a+1 [mm]	LN	Organ. Düng. [kg N//ha]	Min. Düng. [kg N/ha]	Σ Düng. [kg N/ha]	Ernte- entzug [kg N/ha]	Σ Bilanz [kg N/ha]	N _{min} [kg N/ha]	^{7/7} Ø NO ₃ [mg/l]	^{7/8} Ø N Ausw. [kg/ha]
1996	71	412	165	WG SGF WGF	x	60	60	85	-25	35	48	45
1997	94	281	216	WGF T	x	158	158	393	-235	29	56	36
1998	146	389	297	T WEG	125	140	265	400	-135	27	64	56
1999	146	237	237	WEG H BRA	x	49	49	115	-66	25	75	40
2000	151	281	268	BRA OEL BRA	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	22	62	39

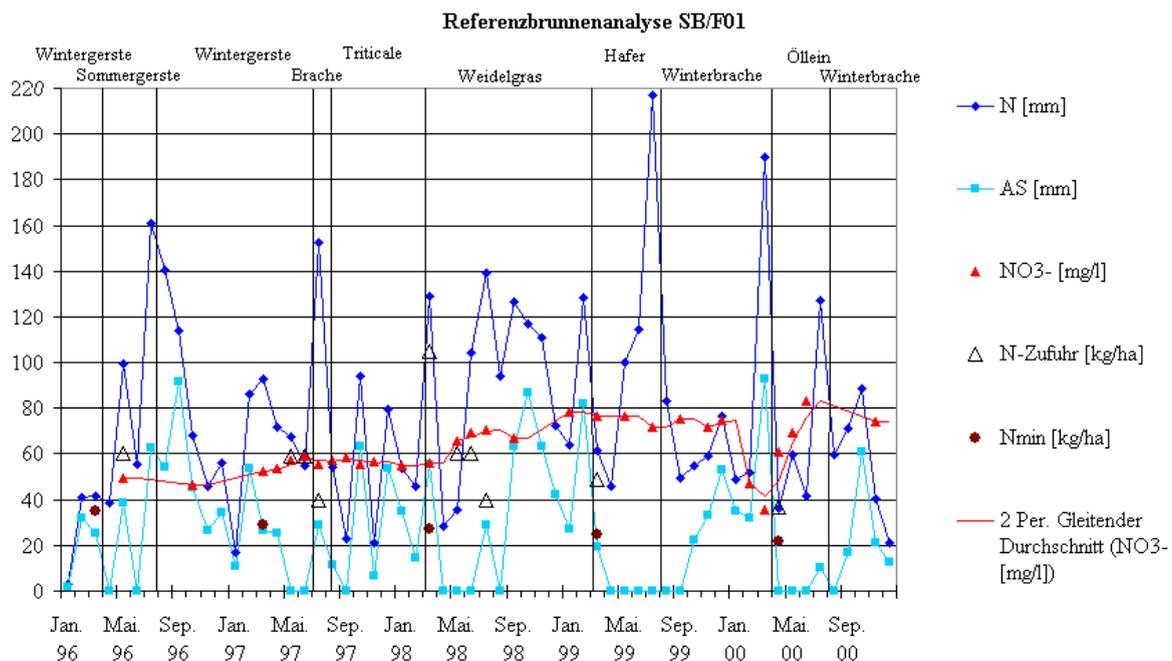


Abb. 7-7: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F01 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

Die zeitliche Entwicklung der Wasserqualität zeigt folgende Besonderheiten:

- Große Differenz von 47 mg/l zwischen Maximum und Minimum in der Nitratkonzentration (Tab. 7-4).
- Hohe zeitliche und quantitative Abhängigkeit der Nitratkonzentration von der Ackerkultur und Bewirtschaftung (Düngung) im Brunnenanstrom (Tab. 7-5, Abb. 7-5).

^{7/7} durchschnittliche jährliche NO₃-Konzentration im Brunnenwasser
^{7/8} durchschnittliche jährliche N-Auswaschung nach Gleichung 7-1

- Hohe zeitliche und quantitative Abhängigkeit der Nitratkonzentration von der Infiltrationsmenge und Menge mineralisierten Stickstoffs im Boden insbesondere in Feuchteperioden. Beispiel: Anstieg der Nitratkonzentration von 65 mg/l auf 80 mg/l in Folge großer Versickerungsraten im überdurchschnittlich feuchten Herbst 1998 trotz Weidelgrasbewuchs mit hohen N-Entzügen (Abb. 7-5).
- Großer Verdünnungseffekt nach kräftiger Schneeschmelze und starken Niederschlägen im März 2000 mit Abnahme des Nitratkonzentrationsniveaus innerhalb weniger Tage von etwa 75 mg/l auf 36 mg/l. Nach etwa 3 Monaten Wiederherstellung des Ausgangsniveaus (6.05.00 – 70 mg/l).

P Fazit: Der Brunnen SB/F01 reagiert in seiner Wasserbeschaffenheit bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen mit geringen zeitlichen Verzögerungen ≤ 3 Monaten auf Nutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen im Brunnenanstrom. Extremereignisse können aber auch zu drastischen Veränderungen der Brunnenwasserbeschaffenheit binnen kürzester Zeit < 1 Tag führen. Abflussspendenmessungen waren nicht möglich, da dem Brunnen mehrere verschlossene Sammler „vorgeschaltet“ sind.

Die N-Bilanzen aus der Differenz von N-Zufuhr minus N-Entzug ergeben für den Beprobungszeitraum ausnahmslos negative Salden. Sie stehen somit im Widerspruch zur Belastungssituation. Da für die N_{\min} -Methode keine Herbstanalysen zur Verfügung stehen, ist ein Zusammenhang zwischen einer Überlastung der Böden mit mineralisiertem Stickstoff zum Ende der Vegetationsperioden und hohen Nitrat Auswaschungen in das Brunnenwasser auf dieser Grundlage nicht festzustellen. Dagegen zeigen die N_{\min} -Frühjahrsbeprobungen mit einer kontinuierlichen Abnahme der Werte einen gegenläufigen Trend zur Entwicklung der Nitratbelastung im Brunnen. Dies ist als zusätzlicher Beweis zu werten, dass große Mengen mineralisierten Stickstoffs insbesondere in der vegetationslosen Zeit ausgewaschen wurden.

b) Brunnen Forchheim 09 (SB/F09):

Der Brunnen SB/F09 ist am südöstlichen Ortsrand von Forchheim in 548,1m HN gelegen. Große Teile des Brunnenanstroms befinden sich unter dem Ackerschlag 50-113 (Agrargenossenschaft Forchheim). Die Größe des reliefbasierten Einzugsgebietes beträgt 1,65 ha und unterliegt zu 87 % ackerbaulicher Nutzung (Tab. 7-1). Lokale Belastungen sind im Untersuchungszeitraum auszuschließen.

Der Brunnen weist eine stetige Nitratkonzentration über dem Grenzwert der TVO von 50 mg/l auf (Tab. 7-4). Der durchschnittliche pH-Wert liegt dagegen nur geringfügig unter dem Grenzwert von 6,5. Ursachen könnten in der regelmäßigen Kalkung der Ackerfläche liegen. In den Jahren 1997 und 1998 ist ein hoher Anteil organischer Düngung (Rinderstallung, Rindergülle) zu verzeichnen. Die Isotopenmesswerte belegen ausnahmslos aus organischer Bodensubstanz stammendes Nitrat im Brunnenwasser (Abschn. 7.3.1, Abb. 7-5).

Die zeitliche Entwicklung der Wasserqualität zeigt folgende Besonderheiten:

- Der Brunnen fällt in längeren niederschlagsfreien Phasen trocken (Tab. 7-1). In Feuchteperioden wurden dagegen Abflussspenden bis zu 357 ml/s (21,6 l/s*km²) festgestellt.
- Große Zeiträume mit Schwarzbrache in der vegetationslosen Zeit bei teilweise hohen Mengen mineralisierten Stickstoffs (N_{min}) im Boden haben ein gleichmäßig hohes Nitratkonzentrationsniveau im Brunnenwasser > 50 mg/l zur Folge (Tab. 7-6).
- Starker Anstieg der Nitratkonzentration im Herbst 1998 von 60 mg/l auf 80 mg/l. Begründung: Die Sommer- bzw. Winterbrache zwischen Sommergerste und Mais wurde mit der Zwischenfrucht „Perko“ (Kreuzung zwischen Chinakohl und Ölrettich) ausgefüllt. Die löslichen Nährstoffe in der organischen Düngung (insgesamt 157 kg N/ha) zur Zwischenfrucht werden bei durchschnittlicher Niederschlagsverteilung bis zum Vegetationsende entzogen bzw. festgelegt. Durch die überdurchschnittliche Grundwasserneubildung (vgl. Abschn. 7.2) sind große Teile des Nährstoffvorrates im Boden ausgewaschen worden und bewirken den umgehenden Anstieg der Nitratkonzentration im Brunnenwasser (Abb. 7-8). Durch die fortführende Bewirtschaftung der Ackerfläche mit Silomais 1999 wurde durch für diese Fruchtart ohnehin typische hohe mittlere N-Auswaschungen das Nitratniveau im Brunnen bei > 80 mg/l gehalten.

Tab. 7-6: Mit der GIS-Applikation „WRAP“ ermittelte Abflusskomponenten, Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen, Nitratbelastungen sowie abgeleitete Bilanzierungen zur Nitratsickerwasserkonzentration und flächenhaften Stickstoffausträgen im Einzugsgebiet des Brunnens SB/F09

Jahr	N _D [mm]	A _S [mm]	A _S - WH a/a+1 [mm]	LN	Org. Düng. [kg N/ha]	Min. Düng. [kg N/ha]	Σ Düng. [kg N/ha]	Ernte- Ent- zug [kg N/ha]	Σ Bi- lanz [kg N/ha]	N _{min} März [kg N/ha]	N _{min} Okt. [kg N/ha]	^{7/9} Ø A _S NO ₃ WH [mg/l]	^{7/10} Ø NO ₃ [mg/l]	^{7/11} Ø N- Ausw. [kg N/ha]
1996	76	423	164	T, BRA	x	60	60	82	-22	20	49	132	76	73
1997	99	296	193	BRA WEG, BRA	105	149	254	319	-65	37	124	284	60	40
1998	153	440	310	BRA, SG, ZF	157	55	212	92	120	47	54	77	59	58
1999	154	296	224	ZF, SM, BRA	x	55	55	203	-148	38	77	152	78	52
2000	144	298	256	BRA SG ZF	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	30	Daten nicht vollst.	133	74	50

^{7/9} durchschnittliche winterliche NO₃-Konzentration im Sickerwasser nach Gleichung 7-2

^{7/10} durchschnittliche jährliche NO₃-Konzentration im Brunnenwasser

^{7/11} durchschnittliche jährliche N-Auswaschung nach Gleichung 7-1

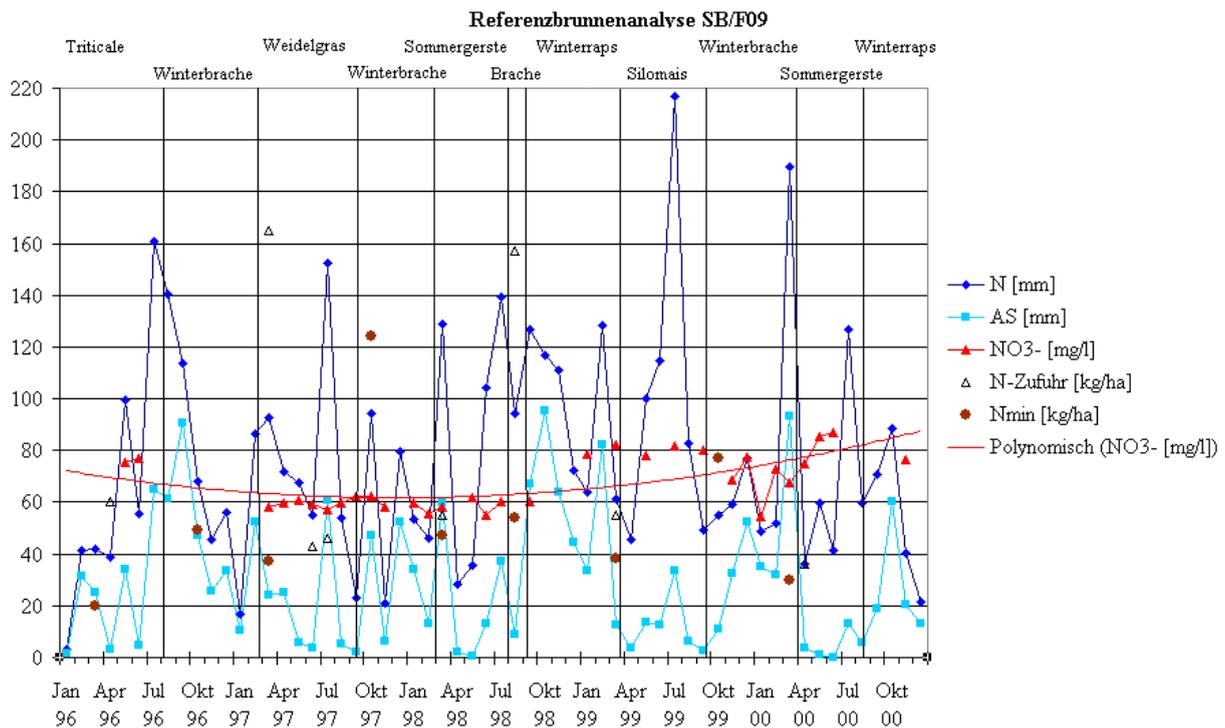


Abb. 7-8: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F09 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

Fazit: Die Wasserqualität dieses Brunnens wird ausschließlich durch den Zwischenabfluss bestimmt. In Abhängigkeit vom N-A-Geschehen können sich Nutzung und Bewirtschaftung im Brunnenanstrom innerhalb 1 Tag auf die Wasserbeschaffenheit auswirken. Durch das gänzliche Fehlen der Basisabflusskomponente ist ein höheres Belastungsniveau mit Nitrat einschließlich höherer Maxima- und Minimawerte zu verzeichnen als in anderen Flachbrunnen.

Die N-Bilanzen ergeben für den Beprobungszeitraum mit Ausnahme des Jahres 1998 negative Salden. Sie täuschen über die wahre Stickstoffüberlastung der Brunnenanstromfläche hinweg. Dagegen sprechen die N_{\min} -Herbstwerte für die hohe Nitratkonzentration im Brunnenwasser und begründen die teilweise enorme Nitratüberlastung des Brunnenwassers auf Grund hoher diffuser Stickstoffeinträge aus der Ackerfläche.

c) Brunnen Forchheim 62 (SB/F62):

Der Brunnen SB/F62 ist am nördlichen Ortsrand von Forchheim in 506 m HN gelegen. Das Einzugsgebiet dieses Brunnens befindet sich zu 98 % unter dem Ackerschlag 367-601/2 (Agrargenossenschaft Forchheim) und weist eine Größe von 1,27 ha auf.

Das Niveau der Nitratkonzentration dieses Brunnens ist auf Grund eines Bewirtschaftungswechsels auf der angrenzenden Ackerfläche zu mehrjährigem Klee gras im Beprobungszeit-

raum um etwa 50 mg/l auf etwa 27 mg/l zurückgegangen (Abb. 7-9, Tab. 7-7). Klee gras entzieht dem Boden große Mengen Stickstoff. Dennoch kam es erst nach etwa 1,5 Jahren Klee grasbewirtschaftung zu einer entscheidenden Nitratentlastung im Brunnen. Ursache könnte die organische Düngung sein.

Abflussspendenmessungen ergeben ein Minimum von 23 ml/s. Allerdings konnten diese nur zu Beginn des Beprobungszeitraums durchgeführt werden, weil der Brunnen 1998 durch einen neuen Betreiber unzugänglich gemacht wurde. Das Belastungsmaximum liegt trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung durch die Fruchtfolge Wintergerste, Zwischenfrucht Winterfutterraps, Sommergerste, Zwischenfrucht Rüben, Silomais, Sommergerste zwischen 1993 und 1997 15 mg/l unter anderswo bei ähnlicher Bewirtschaftung und Naturraumausstattung (z.B. SB/F01 und SB/F09) gemessenen Nitratwerten. Aus den gemessenen Abflussspenden und der analysierten Wasserbeschaffenheit folgt, dass der Brunnen durch qualitativ besseren Basisabfluss beeinflusst ist. Darauf weist auch das NO₃- Belastungsminimum von 21 mg/l hin.

Tab. 7-7: Mit der GIS-Applikation „WRAP“ ermittelte Abflusskomponenten, Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen, Nitratbelastungen sowie abgeleitete Bilanzierungen von flächenhaften Stickstoffausträgern im Einzugsgebiet des Brunnens SB/F62

Jahr	N _D [mm]	A _S [mm]	A _S - WH a/a+1 [mm]	LN	Organ. Düng. [kg N/ha]	Min. Düng. [kg N/ha]	Σ Düng. [kg N/ha]	Ernte- Entzug [kg N/ha]	Σ Bilanz [kg N/ha]	N _{min} März [kg N/ha]	Ø NO ₃ ^{7/12} [mg/l]	Ø N ^{7/13} Ausw. [kg/ha]
1996	73	414	159	ZF SM BRA	157	51	208	180	30	50	66	62
1997	96	246	193	BRA SGF KG	140	68	208	103	105	30	70	39
1998	149	387	281	KG	x	99	99	317	-218	12	55	48
1999	149	265	212	KG WGF	70	147	217	274	-57	20	29	17
2000	147	267	252	WGF ZF	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	Daten nicht vollst.	28	28	17

Dennoch ist dieser Brunnen einem hohen Gefährdungspotential gegenüber Schadstoffeinträgen ausgesetzt:

- Der Brunnenbetreiber sprach in Zusammenhang von Starkniederschlägen im August 1996 und auf der Ackerfläche angebautem Silomais von stark riechendem und getrübbtem Brunnenwasser (Abb. 7-7).
- Anstieg der Nitratkonzentration im Brunnenwasser ab April/Mai 1998 um 20 mg/l durch offenbar starken mineralischen Düngereintrag (KAS) mit dem Interflow bei nahezu was-

^{7/12} durchschnittliche jährliche Nitratkonzentration im Brunnenwasser
^{7/13} durchschnittliche jährliche N-Auswaschung nach Gleichung 7-1

sergesättigtem Boden (Niederschlag nach Schneeschmelze) und nur geringem N_{\min} -Gehalt im März von 12 kg N/ha.

- Stetiger Abfall bis Dezember 1999 durch Kleeergrasbewirtschaftung mit stark negativen N-Bilanzen (Tab. 7-7). Dabei kam es im nassen Herbst 1998 (vgl. Abschn. 7.2) zur drastischen Abnahme des mineralisierten Stickstoffs im Boden durch Pflanzenentzug und Auswaschung mit einhergehender Absenkung des Nitratniveaus im Brunnenwasser um 20 mg/l.

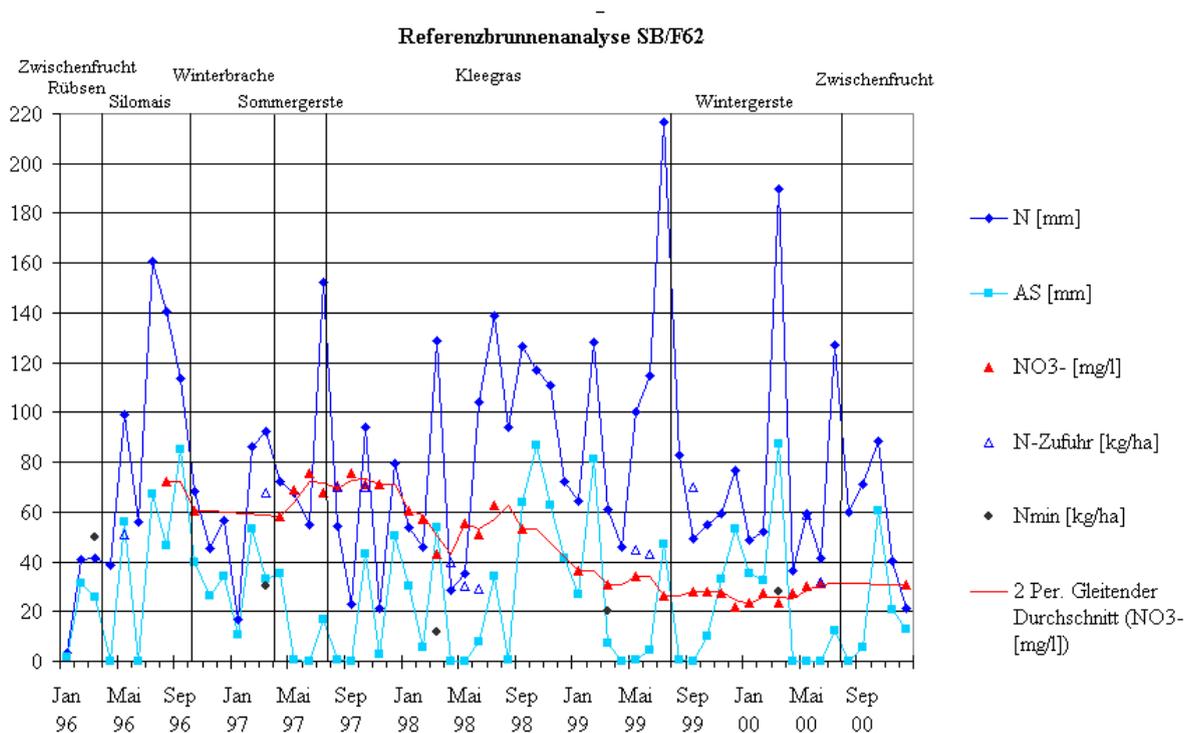


Abb. 7-9: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F62 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

Fazit: Höhere Basisabflussanteile bewirken gegenüber anderen Flachbrunnen ein niedrigeres Grundniveau der Nitratbelastung. Dennoch wird die Wasserqualität wesentlich von der Zwischenabflusskomponente bestimmt. Die N-Bilanzen ergeben für den Beprobungszeitraum Salden, die mit der Nitratentwicklung im Brunnen korrespondieren. Die Frühjahrswerte der N_{\min} -Beprobung lassen gleiche Schlussfolgerungen zu.

7.4.2 Schadstoffeinträge aus lokalen Belastungsquellen

a) Brunnen Forchheim 68 (SB/F68):

Der Brunnen SB/F68 ist am nördlichen Ortsrand von Forchheim in 483,1 m HN direkt an der Bundesstraße 101 gelegen. Die Nutzung im Brunnenanstrom ist überwiegend durch extensiv genutztes Dauergrünland geprägt.

Die Größe des reliefbasierten Einzugsgebietes liegt bei 0,66 ha (Tab. 7-1). Die Brunnenwasserherkunft ist nicht ausschließlich dem berechneten Einzugsgebiet zuzuordnen, da größere Basisabflussanteile festzustellen sind. Vergleichmäßigte Abflussspendenmessungen von Sommer- und Winterhalbjahr (Tab. 7-1) und die natürlichen Tracer Nitrat und ^{15}N weisen darauf hin. Die Analyseergebnisse aus den hydrochemischen und Isotopenuntersuchungen ergeben einen gegenläufigen Trend von Nitratgehalten und ^{15}N –Werten (Abb. 7-10). Jeweils im Spätsommer/Herbst kommt es zu Anreicherungen von ^{15}N im Nitrat. Somit ist ein Denitrifikationseinfluss in diesen Zeiträumen zu vermuten (Abschn. 7.3.1, Abb. 7-6).

Das Na-Cl-haltige Wasser dieses Brunnens mit größeren Grenzwertüberschreitungen im Winterhalbjahr ist auf das Salzen der benachbarten Bundesstraße bei Glätte zurückzuführen. Wenige Tage nach dem ersten Salzauftrag auf die Straße ist ein Anstieg dieser Parameter zu verzeichnen. Die Scheitel in der Na-Cl-Konzentration wurden im März gemessen. Zu diesem Zeitpunkt gelangt die größte Menge von durch Frost und Schnee im Oberboden akkumuliertem Salz in das Brunnenwasser.

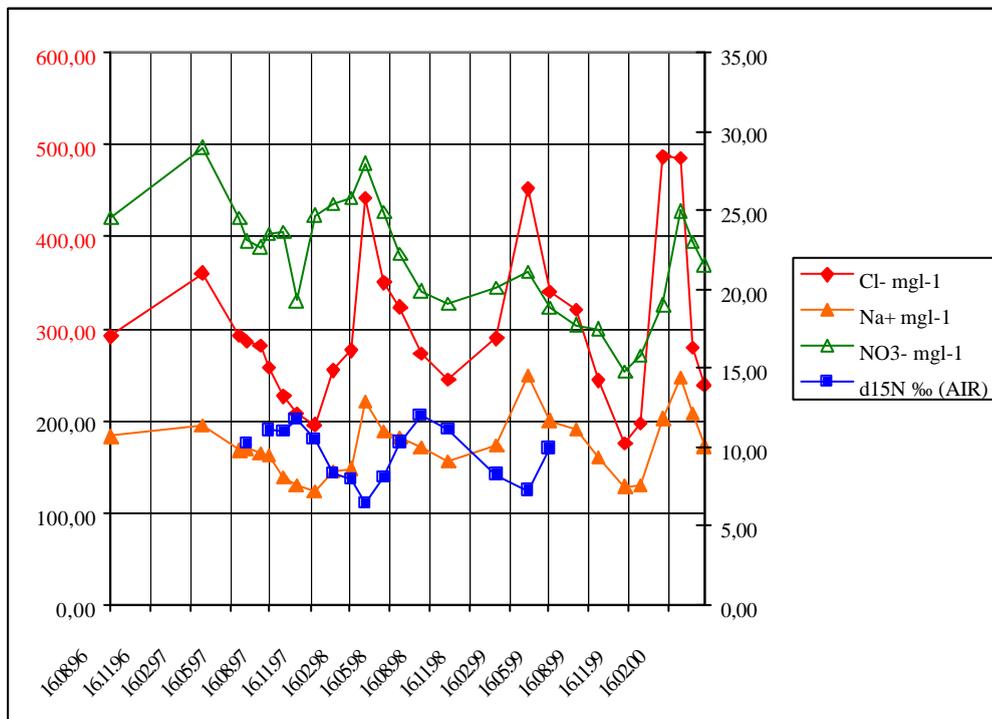


Abb. 7-10: Analyse zur Entwicklung der Brunnenwasserbeschaffenheit ausgewählter Parameter des Referenzbrunnens SB/F68

Fazit: Die Herkunftsräume des Brunnenwassers weisen eine größere Grundwasserüberdeckung und somit Geschütztheit gegen diffuse Stoffeinträge anthropogenen Ursprungs auf. Dies und die extensive Grünlandbewirtschaftung im Brunnenanstrom führt zu einer geringen mittleren Nitratbelastung von 22 mg/l (Tab. 7-2). Die geringe Schützbarkeit des Brunnens ergibt sich aus der Lage zur Bundesstraße. Es ist vorauszusetzen, dass auch Belastungen durch andere, nicht untersuchte Schadstoffeinträge aus dem Straßenverkehr vorliegen.

b) Brunnen Haselbach 06 (SB/H06):

Der Brunnen SB/H06 befindet sich in der Nähe eines Wirtschaftshofes am westlichen Ortsrand von Haselbach in 535,6 m Höhe (Tab. 7-1). Der Brunnenanstrom ist unter landwirtschaftlich genutzten Flächen eines Wiedereinrichters gelegen. Das unmittelbare Umfeld ist seit 1998 Stilllegungsfläche. Im Beprobungszeitraum ist eine Differenz in der Nitratkonzentration von 84 mg/l zu verzeichnen (Tab. 7-4). Gründe sind diffuse Überlastungen aus der Landwirtschaft und lokale Einträge aus einem im Anstrom des Brunnens im Oktober/November 1999 angelegten Silo (Abb. 7-11).

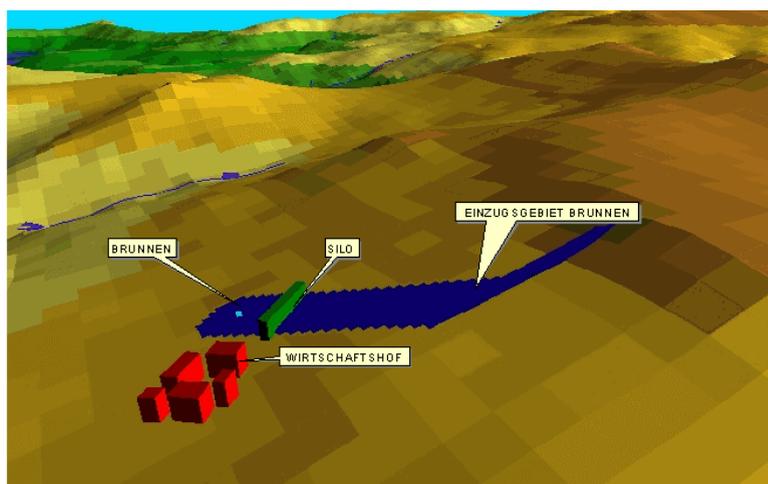


Abb. 7-11: 3 D-Ansicht auf das reliefbasierte Einzugsgebiet des Brunnens SB/H06 mit Silo im Brunnenanstrom

dichten Plastikschauch kam es zu Einträgen von Silagesaft in den Boden des Brunnenanstroms. Die geringe Fließstrecke von etwa 75 Metern zwischen Brunnen und Silo wurde durch den Interflow in wenigen Stunden bis Tagen passiert (Abschn. 7.2). Die im Boden akkumulierten Stickstoffverbindungen wurden nitrifiziert und mitgeführt. Sie führten zum Anstieg der Nitratkonzentration von 69 mg/l am 3.02.00 auf 115 mg/l am 16.03.00.

Die Beprobungen danach zeigen konstant hohe Nitratgehalte um 90 mg/l. Eine langanhaltende Nitratüberlastung des Brunnens ist vorauszusetzen, weil geraume Teile des im Haftwasser akkumulierten Stickstoffs durch Konzentrationsausgleich nur allmählich mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (vgl. Abschn. 6.1.1). Die Beprobung Ende Dezember 2000 ergab

Abb. 7-12 veranschaulicht mit Beginn des Winterhalbjahres 1999/2000 den drastischen Anstieg der Nitratkonzentration. Begründung:

Zum Tauwetter in den ersten Märztagen 2000 kamen hohe Niederschläge mit teilweise großen Intensitäten. Bei einer ohnehin der Feldkapazität entsprechenden Wassersättigung des Bodens infiltrierten etwa 100 mm Niederschlag. Durch die mangelnde Abdeckung des Silos in einem teilweise un-

70 mg/l Nitrat im Brunnenwasser. Der Rückgang ist auf die geringe Versickerung in den 8 Vormonaten (etwa 100 mm) zurückzuführen.

Fazit: Der Brunnen unterliegt durch fahrlässige landwirtschaftliche Praxis über einen längeren Zeitraum hohen Nitratbelastungen. Andererseits verdeutlicht dieses Beispiel ähnlich einem Tracerversuch die Dynamik des Stofftransports mit kurzen Fließstrecken sowie geringen Verweilzeiten und umgehenden Kontaminationen der Hausbrunnen.

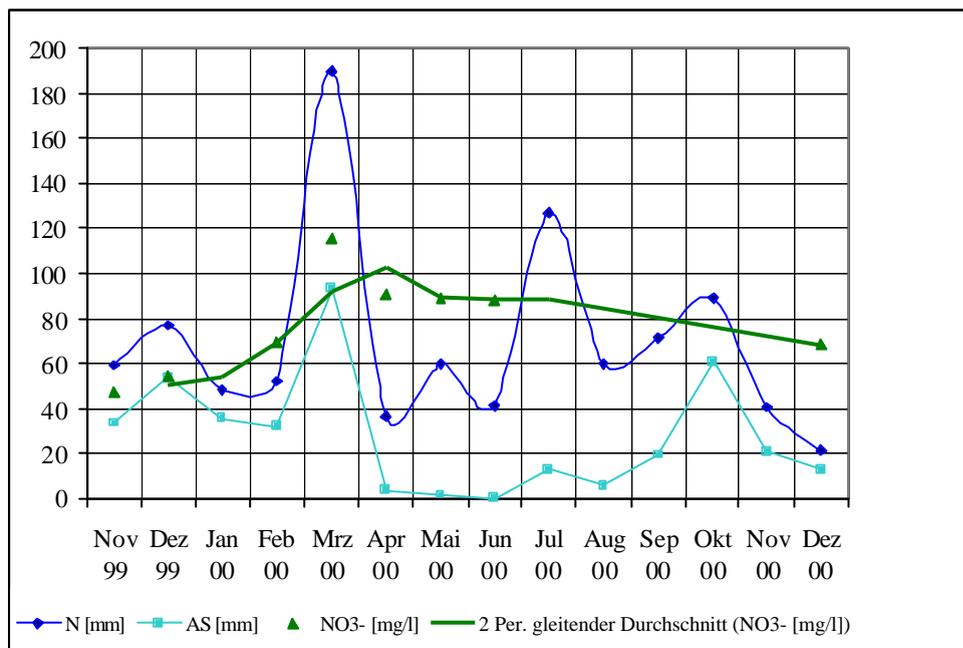


Abb. 7-12: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/H06 in Abhängigkeit einer lokalen Belastungsquelle und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

c) Brunnen Lippersdorf 09 (SB/L09):

Der Brunnen SB/L09 ist am Nordrand von Lippersdorf an einem Wirtschaftshof in 503,3 m Höhe gelegen (Tab. 7-1). Der Brunnenanstrom unterliegt zu etwa 50 % privatem Ackerbau. Für diesen Brunnen ist eine konstant hohe Nitratbelastung von cirka 85 mg/l zu verzeichnen. Belastungsminimum und Maximum liegen nur geringfügig auseinander (Tab. 7-4).

Die vermutete Belastungsursache liegt in einem undichten Güllebecken im Brunnenanstrom. Isotopenuntersuchungen stützen diese These (Abschn. 7.3.1, Abb. 7-5, 7-6). Das Brunnenwasser wird bei einem vorhandenen Trinkwasseranschluss an das öffentliche Netz lediglich als Brauchwasser benutzt.

Fazit: Der Brunnen wird bis zur Auswaschung der Stickstoffverbindungen aus der ungesättigten Zone im Anstrom eine andauernd hohe Nitratkonzentration aufweisen. Eine bakteriologische Verunreinigung des Brunnenwassers ist potentiell vorauszusetzen. Der technische Zustand der Schadstoffquelle ist nicht bekannt, weil der Zutritt verwehrt wurde.