

8 Diskussion und Schlussfolgerungen zur zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Brunnenwasserqualität

Die Brunnenwasserbeprobungen erweisen eine dominante räumliche und zeitliche Abhängigkeit der Belastungssituation von der Landnutzung in Verbindung mit der Bewirtschaftung, Sickerwassermenge und Sickerwasserbeschaffenheit im Brunnenanstrom. Die folgende Bewertung der im Landschaftshaushalt primär auf die Brunnenwasserqualität wirkenden Regelfaktoren stellt eine umfassende Konfliktanalyse zur Schützbarkeit der Trinkwasserbrunnen des Untersuchungsraums dar. Die Untersuchungsergebnisse und -methoden lassen sich auf den gesamten gering bedeckten, intensiv landwirtschaftlich genutzten Festgesteinsbereich des Mittleren Erzgebirges sowie Gebiete mit ähnlicher naturräumlicher Ausstattung übertragen.

8.1 Regelfaktor Morphologie

Die Mittelgebirgsstandorte unterliegen morphologisch bedingten Unterschieden im Wasser- und Stoffhaushalt – insbesondere durch Neigung und Exposition. Indirekte Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit der Hausbrunnen sind vorauszusetzen. Tab. 8-1 zeigt aus Korrelationen der hydrochemischen Belastung der Brunnenwässer mit der Nutzung und Exponiertheit ihrer Einzugsgebiete teilweise beträchtliche Unterschiede in der Nitratbelastung. Eine Beziehung zur Brunnentiefe ist dabei nicht festzustellen. Gleichwohl variieren die pH-Werte unabhängig von der Exposition (Abschn. 6.4.1).

Wie groß ist der Anteil der Beeinflussung der Brunnenwasserqualität durch morphologische und pedologische Kennwerte? Die in „WRAP“ verwendeten Modelle und Methoden sowie die durchgeführten Feldarbeiten können dabei nur Lösungsansätze bieten. Um spezifische Prozesse des Wasser- und Stoffhaushalts an Hangstandorten detailliert zu erfassen, ist der Einsatz deterministischer Modelle notwendig (z.B. WESSOLEK et. al., 1992 – Wasserhaushalt; BEBLIK, KERSEBAUM & RICHTER, 1997 - Stickstoffdynamik). Dies war wegen der zeit- und kostenintensiven Erhebungen von zusätzlichen Modelleingangsparametern (Klima, Pflanze, Boden) im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

Dennoch sollen folgende Hypothesen eine Beurteilung der Fragestellung ermöglichen.

Unterschiedliche Strahlungsbilanzen verschieden exponierter Hänge führen zu lokalen Differenzierungen in der Ausprägung von der Temperatur bodennaher Luftschichten, der Bodentemperatur und der relativen Luftfeuchte. Aus diesen Umständen resultieren Unterschiede in der realen Evapotranspiration sowie der Mineralisation organisch im Boden gebundenen Stickstoffs (vermutlich [Süd] > [Südost, Südwest] > [West, Ost] > [Nordost, Nordwest] > [Nord]) und der Grundwasserneubildung (vermutlich [Nord] > [Nordost, Nordwest] > [West, Ost] > [Südost, Südwest] > [Süd]). Mit zunehmender Hangneigung wächst die Differenziertheit dieser Prozesse. WESSOLEK et.al. (1992) berechneten für Lößstandorte des Niedersächsischen Berglands bei mittleren Hangneigungen von 5 bis 10 % und Niederschlägen von etwa 700 mm/a Unterschiede in der Grundwasserneubildung von 20 bis 50 mm/a zwischen Nord- und Südhängen ([Nord] > [Süd]).

Tab. 8-1: Nitratbelastung und pH- Wert in Abhängigkeit von Exposition und Landnutzung

Exposition	Nutzung	Brunnen- anzahl	NO ₃ [mg/l]	4. Standard- abweichung NO ₃ [mg/l]	5. pH- Wert	A _E [ha]	Brunnen- tiefe [m]
Nord	Acker	11	52,5	10,7	6,35	1,8	2,3
	Acker; Dauergrünland	5	37	10,5	6,26	0,8	2,7
	Mischnutzung	2	35	17,6	6,18	1,2	3,1
	Dauergrünland	7	28,9	8,1	6,34	0,9	1,5
West	Acker	5	61,9	13,3	6,11	1,5	2,9
	Acker; Dauergrünland	4	26,5	5,8	5,83	10,5	2
	Mischnutzung	3	54,1	7,4	6,09	5	2
	Dauergrünland	3	19,2	4,6	6,16	0,8	2,3
Süd	Acker	23	54,7	14,8	6,14	7,5	2,5
	Acker; Dauergrünland	11	36,7	17,7	6,39	0,8	2,3
	Mischnutzung	16	23,9	4,5	6,38	2,1	2,5
	Dauergrünland	3	48,0	11,2	5,77	0,35	2
Ost	Acker	4	71,5	11,3	6,7	1	1,6
	Mischnutzung	2	48,1	3,0	6,32	1,5	2,2

Basierend auf benannten Untersuchungsergebnissen von WESSOLEK et.al. (1992), Gleichung 7-2 (vgl. Abschn. 7.4.1) und den modellierten Infiltrationsmengen aus dem Bodenwasserhaushaltsmodell ergibt sich folgendes Szenarium zur Bestimmung des Anteils der **Exposition** an differenzierten NO₃-Gehalten in den Brunnen:

Es werden Infiltrationsraten von 350 mm/a an nördlichen und 300 mm/a an südlichen Hangstandorten bei gleichen Anteilen von 50 kg/ha mineralisierten Stickstoffs im Boden einer Ackerbrache unterstellt. Bei vollständiger Stickstoffauswaschung müssten die Nitratgehalte der Sickerwässer südlicher Hangstandorte nach Gleichung 7-1 um etwa 10 mg/l über denen der nördlichen Hangstandorte liegen. Unter Annahme des hydrogeologischen Regelfalls reliefkontrollierter Grundwasserströmung ist voranzusetzen, dass die Nitratkonzentrationen der Brunnenwässer gegen die des Sickerwassers gehen. Folglich sind auf dieser Grundlage in südlich exponierten Brunneneinzugsgebieten höhere Nitratgehalte zu erwarten als in nördlich exponierten.

Die Felduntersuchungen zur Ausprägung unterschiedlicher **Bodenmächtigkeiten** lassen gleichermaßen auf Differenzen in der Grundwasserneubildung von Hangstandorten schließen ([Nord] > [Süd]). Tendenziell sind für nördlich exponierte Bereiche größere Bodenmächtigkeiten und somit höhere Feldkapazitäten festzustellen. Auf Grund der zu geringen Datenbasis ermöglichen diese Untersuchungen jedoch keine allgemeinen Aussagen.

P Fazit: Für die beispielsweise im Mittel gemessenen Unterschiede von 20 mg/l Nitrat zwischen Brunnenwässern aus Nord- und Osthängen (Tab. 8-1) ist nach Gleichung 8-1 eine Differenz von etwa 125 mm/a in der Grundwasserneubildung notwendig. Diese ist selbst zwischen Nord- und Südhängen nicht voranzusetzen.

Räumlich differenzierte Nitratbelastungen der Hausbrunnen basieren folglich nicht primär auf Grundlage expositionsbedingter Unterschiede des Wasserhaushalts, wie auch aus den in Tab. 8-1 dargestellten unkontinuierlich streuenden Nitratgehalten gleicher Nutzungsklassen zum Ausdruck kommt.

Die Nitratgehalte in den Brunnen werden somit **vor allem** durch die **Nutzung** und **Bewirtschaftung** im Brunnenanstrom determiniert. Die **naturräumliche Ausstattung** der Brunneinzugsgebiete **bestimmt** dabei entscheidend die **Geschütztheit** der **Hausbrunnen gegen Schadstoffeinträge**. Unterschiedliche Wölbungen der Hanglagen gehen mit differenzierten Ausprägungen von Bodeneigenschaften einher. Es ist zu vermuten, dass die **Hangposition** der Brunnen nachhaltigere Unterschiede der Wasserqualität bewirkt als die Exposition.

Kleinräumig sehr heterogen auftretende **Vernässungsgrade** wirken sich auf die **Bodentemperatur** und die Ausprägung **lateralen Abflussmengen** in den stauwasserbeeinflussten Bodenhorizonten aus (Abschn. 3.5). Die Quantität der Stickstoffmineralisation- und Auswaschung ist vom Zusammenwirken dieser komplexen Prozesse abhängig (Abschn. 6.1.1). So ist an Unterhängen auf Grund der höchsten lateralen Abflussmengen und Stauässeausbildungen mit den größten Nitrateinträgen zu rechnen. Dies muss sich wegen erhöhter Verdünnungseffekte aber nicht zwangsläufig auf die Nitratkonzentration in den Brunnen auswirken, so dass ein statistischer Beweis aus den chemischen Analysedaten nicht erbracht werden kann.

8.2 Regelfaktor Landnutzung

In Tabelle 8-2 wird die Abhängigkeit räumlicher Verteilungen ausgewählter Wasserinhaltsstoffe von den Hauptnutzungstypen Acker, Grünland, Wald, Siedlung und deren Mischnutzungen untersucht.

Basis sind 139 Trinkwasserbrunnen mit den zugehörigen „WRAP“-basierten Daten (Abschn. 5.2.1) zur Naturraumausstattung und Flächennutzung im Brunnenanstrom. Einzig die Nitratkonzentration weist eine signifikante Abhängigkeit von der Nutzungsart im Brunnenanstrom auf.

Für die anderen Parameter sind hingegen nur vereinzelte Korrelationen zu beobachten. Das Belastungsmaximum von Kalium unter Acker (42,3 mg/l) ergibt sich beispielsweise aus dem direkten Eintrag von Kalidünger nach einem Starkregen. Erhöhte Natrium- und Chloridbelastungen entstammen lokalen Einträgen aus anliegenden Straßen (Abschn. 7.4.2).

Tab. 8-2: Charakterisierung der Brunnenwässer durch ausgewählte Parameter in Abhängigkeit von der Landnutzung im Brunnenanstrom (Referenzbrunnen als Medianwerte)

Nutzungsart	Brunnenanzahl	Statistik	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	Al ³⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	pH
			[mg/l]										
Acker (100%)	45	Median	7,40	2,20	11,10	39,25	0,03	0,01	<0,1	12,10	78,10	53,90	6,09
		Mittel	8,85	4,24	11,17	39,80	0,09	0,02	<0,1	14,91	76,25	55,51	6,18
		Max	23,00	42,30	15,80	57,50	0,68	0,13	0,22	44,40	105,20	87,5	7,37
		Min	3,70	1,20	6,10	27,80	<0,02	<0,005	<0,1	3,60	18,32	34,80	5,37
Acker >50%; Dauergrünland <50%	4	Median	10,55	9,15	11,95	45,55	0,02	0,01	<0,1	18,30	82,75	40,25	6,18
		Mittel	13,15	9,23	11,80	41,03	0,03	0,01	<0,1	20,03	88,05	39,93	6,18
		Max	24,20	16,60	12,70	48,10	0,06	0,01	<0,1	34,50	113,10	43,70	6,69
		Min	7,30	2,00	10,60	24,90	<0,02	<0,005	<0,1	9,00	73,60	35,50	5,69
Acker <50%; Dauergrünland >50%	23	Median	8,00	1,90	9,50	32,20	0,02	<0,005	<0,1	14,10	68,50	37,50	5,95
		Mittel	16,27	2,80	10,66	34,56	0,09	<0,005	<0,1	27,80	68,85	39,82	6,01
		Max	138,85	17,60	20,90	68,45	0,76	0,03	0,15	486,76	134,50	85,50	6,75
		Min	3,90	0,70	6,90	25,30	<0,02	<0,005	<0,1	3,20	15,90	19,90	5,42
Acker >50%; Wald < 50%	25	Median	4,10	1,10	6,50	24,10	<0,02	<0,005	<0,1	4,10	48,30	34,50	5,82
		Mittel	4,01	1,08	6,36	22,97	0,02	<0,005	<0,1	3,95	47,94	33,57	5,83
		Max	4,90	1,30	7,30	30,50	0,15	0,02	0,13	4,90	60,90	48,30	6,26
		Min	2,55	0,80	4,35	15,30	<0,02	<0,005	<0,1	2,60	26,27	17,69	5,63
Dauergrünland 100%	25	Median	8,60	4,30	10,00	35,80	0,03	<0,005	<0,1	16,80	71,90	23,20	6,39
		Mittel	20,44	8,50	10,16	37,69	0,11	0,01	<0,1	32,08	71,82	24,17	6,50
		Max	249,40	32,00	18,90	89,80	0,81	0,16	1,17	225,15	164,60	50,50	10,18
		Min	3,00	1,30	2,80	17,00	<0,02	<0,005	<0,1	1,70	32,50	4,50	5,54
Dauergrünland >30%; Wald <70%	4	Median	21,00	1,70	12,75	44,40	0,04	<0,005	<0,1	44,60	69,65	15,90	5,93
		Mittel	21,38	3,35	11,48	39,28	0,05	<0,005	<0,1	51,30	63,43	16,13	6,11
		Max	40,50	9,10	16,00	49,60	0,11	0,03	<0,1	113,90	73,60	21,20	7,09
		Min	3,00	0,90	4,40	18,70	<0,02	<0,005	<0,1	2,10	40,80	11,50	5,49
Dauergrünland >50%; Streubst <50%	7	Median	9,90	5,20	9,70	36,00	0,03	<0,005	<0,1	13,40	71,00	20,30	6,87
		Mittel	10,03	5,17	9,16	34,27	0,06	0,01	<0,1	13,79	69,10	21,44	6,65
		Max	19,60	10,10	12,00	43,50	0,22	0,02	<0,1	24,70	88,10	38,00	7,30
		Min	4,90	0,90	5,00	18,20	<0,02	<0,005	<0,1	6,60	46,40	6,70	5,79
Wald 100% (Nadel-, Misch-, Laub, Auenwald)	3	Median	4,70	0,93	5,90	23,00	0,12	<0,005	<0,1	3,60	72,30	7,00	6,03
		Mittel	5,43	0,90	6,03	21,97	0,09	0,01	0,22	3,83	70,27	6,17	6,06
		Max	7,80	1,40	6,90	25,70	0,16	0,03	0,65	5,40	87,40	8,70	6,33
		Min	3,80	0,36	5,30	17,20	<0,02	<0,005	<0,1	2,50	51,10	2,80	5,82
innerörtliche Mischnutzung	3	Median	10,85	8,65	9,80	40,60	0,04	<0,005	<0,1	17,35	78,80	45,45	6,05
		Mittel	11,57	11,86	10,49	39,21	0,10	0,01	<0,1	18,78	76,53	44,64	6,09
		Max	21,40	26,30	15,90	61,00	0,78	0,07	0,21	38,60	109,90	63,70	6,63
		Min	6,80	2,00	5,80	24,40	<0,02	<0,005	<0,1	10,10	36,30	6,30	5,65
Öffentliches Trinkwassernetz	7	Median	11,20	2,90	7,70	36,60	0,05	<0,005	<0,1	15,80	57,80	21,90	6,73
		Mittel	14,21	2,69	8,99	37,43	0,12	<0,005	<0,1	23,49	68,49	25,73	6,99
		Max	27,40	3,60	14,10	58,10	0,46	<0,005	<0,1	56,10	97,40	42,90	8,88
		Min	7,10	1,50	6,00	22,40	<0,02	<0,005	<0,1	5,90	48,70	14,90	6,09

8.2.1 Nitratbelastung

8.2.1.1 Räumliche Abhängigkeit von den Hauptnutzungstypen

Tab. 8-2 und Abb. 8-1 zeigen, dass die verschiedenen Hauptnutzungstypen im Brunnenanstrom mit differenzierten Nitratbelastungen in den Brunnen einhergehen.

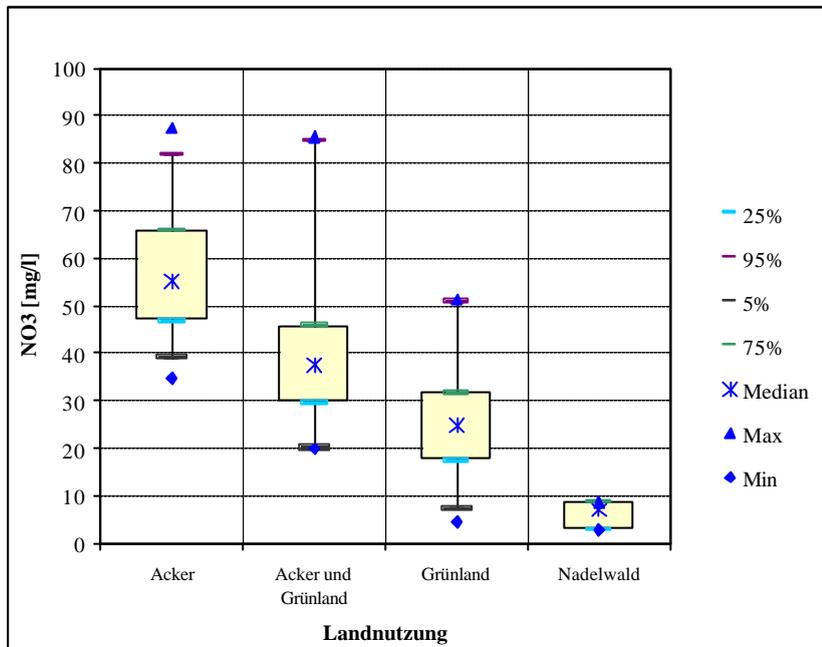


Abb. 8-1: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Nutzungsabhängigkeit der Nitratgehalte in den Trinkwasserbrunnen (Referenzbrunnen als Medianwerte)

Nur etwa $\frac{1}{4}$ der untersuchten Brunnenwässer wird dem Qualitätsziel der EG-Richtlinie 75/440/EWG von < 25 mg/l gerecht. Wald und extensive Grünlandbewirtschaftung dominieren die Nutzung im Anstrom solcher Brunnen. Folglich sind ganzjährig bewachsene Flächen, wie Dauergrünland, Laub-, Nadel- und Mischwald, Streuobstwiesen bzw. die Kombination dieser Nutzungsarten mit im Vergleich zu ackerbaulich genutzten Flächen reduzierten Nitrat-einträgen in die Brunnen verbunden. Die mineralisierten Nährstoffe werden weitestgehend durch den dichten Pflanzenbewuchs entzogen.

Darüber hinaus sind hier vergleichsweise geringe Direktabflussmengen zu verzeichnen, wodurch eine schnelle Nährstoffauswaschung mit dem Zwischenabfluss vermindert wird. Der mit „WRAP“ berechnete Direktabfluss eines Fichtenwaldeinzugsgebietes nahe Reifland (Zeitreihe 01/1996 bis 12/2000) liegt beispielsweise mit durchschnittlich $55 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ um die Hälfte unter im selben Zeitraum für Ackerflächen berechneten mittleren Direktabflüssen.

Die geringsten Nitratbelastungen sind mit 7 mg/l in Brunnen mit ausschließlicher Forstnutzung im Einzugsgebiet gemessen worden. Dies entspricht etwa einer Stickstoffauswaschung von 5 bis $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Allerdings weisen nur drei Einzugsgebiete der untersuchten Brunnen diese Nutzungsart auf. Vergleichsweise gehen aus Untersuchungen des Bayreuther Institutes

für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) im Wassereinzugsgebiet des Lehstenbachs (Fichtelgebirge) Stickstoffausträge von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ohne gelösten organischen Stickstoff – DON) hervor. Messungen auf einer weiteren Versuchsfläche ergaben für das Jahr 1994 einen Gesamtstickstoffaustrag von $15,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ in 90 cm Tiefe. Die DON-Flüsse waren hierbei mit $0,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu vernachlässigen (BITÖK, 1995). Untersuchungen für sandige Standorte in Niedersachsen zeigen durchaus höhere Nitratgehalte um 50 mg/l in Sickerwässern unter Waldgebieten (z.B. FRÜCHTENICHT, 1998; SCHEFFER, 1998). Ursachen sind vor allem in der Bodenart zu sehen (vgl. Abschn. 6.1.1).

Brunnen, deren Einzugsgebiete ausschließlich intensiver Ackernutzung unterliegen, weisen im Durchschnitt etwa 55 mg/l Nitrat auf und liegen periodisch generell über dem Grenzwert der TVO für Nitrat. Die entsprechenden Mischnutzungen mit Ackeranteilen bewegen sich im Wertebereich zwischen 25 und 50 mg/l und sind somit eindeutig anthropogen beeinflusst. Der Nitratgehalt wird hier maßgebend durch die Höhe des „ackerbürtigen“ Anteils des Brunnenwassers bestimmt.

Aus der Nutzungsklassifizierung und der Beprobungskampagne lassen sich in Größenordnungen repräsentative Verteilungsmuster der potentiellen Nitratbelastung in Trinkwasserbrunnen des Untersuchungsraums ableiten. Eine kartographische Darstellung erfolgt in Karte UIS-10. Dabei wurden den aus der Biotoptypenklassifizierung generalisierten Nutzungstypen (vgl. Abschn. 2.2) die empirisch gefundenen typischen Nitratbelastungen zugewiesen und mit den Nitratmedianen der Brunnenpunktmessdaten verschnitten. Die Regionalisierung erfolgte durch IDW-Interpolation, wobei die Grenzen intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen als „Barrieren“ fungierten.

8.2.1.2 Räumlich - zeitliche Abhängigkeit von Fruchtart und Flächenbewirtschaftung

Die Abb. 8-2 und Tab. 8-3 zeigen statistische Auswertungen zu den NO_3 -Gehalten in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung im Brunneneinzugsgebiet. Die hier berücksichtigten Auswaschungszeiträume richten sich nach Fruchtart und zugehöriger Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung). Folgte z.B. der Ernte Schwarzbrache in der vegetationslosen Zeit, wurden die Nitratwerte der Brunnen in Beziehung zur Vorfrucht gesetzt. Die große Amplitude zwischen dem Belastungsmaximum- und Minimum innerhalb einer Klassifizierung weist auf erhebliche Unterschiede in der Grundwasserneubildung (vgl. Abb. 7-1) und die große Dynamik anderer im Landschaftshaushalt in Wechselwirkung stehender Prozesse hin.

Die höchsten NO_3 -Gehalte mit $> 70 \text{ mg/l}$ entfallen auf Brunnen mit Silomaisanbau ohne Untersaat und nachfolgende Herbstbestellung im Einzugsgebiet. Auffällig sind fast generell höhere NO_3 -Konzentrationen, wenn zur Vorfrucht organische Düngung erfolgt ist. Ursachen liegen vor allem in plötzlichen N-Mineralisationen zu Zeitpunkten geringer Pflanzenentzüge bei gleichzeitiger Grundwasserneubildung (Abschn. 6.1.1).

Brunnennitratbelastung in Abhängigkeit von Fruchtart und Bewirtschaftung im Brunnenanstrom

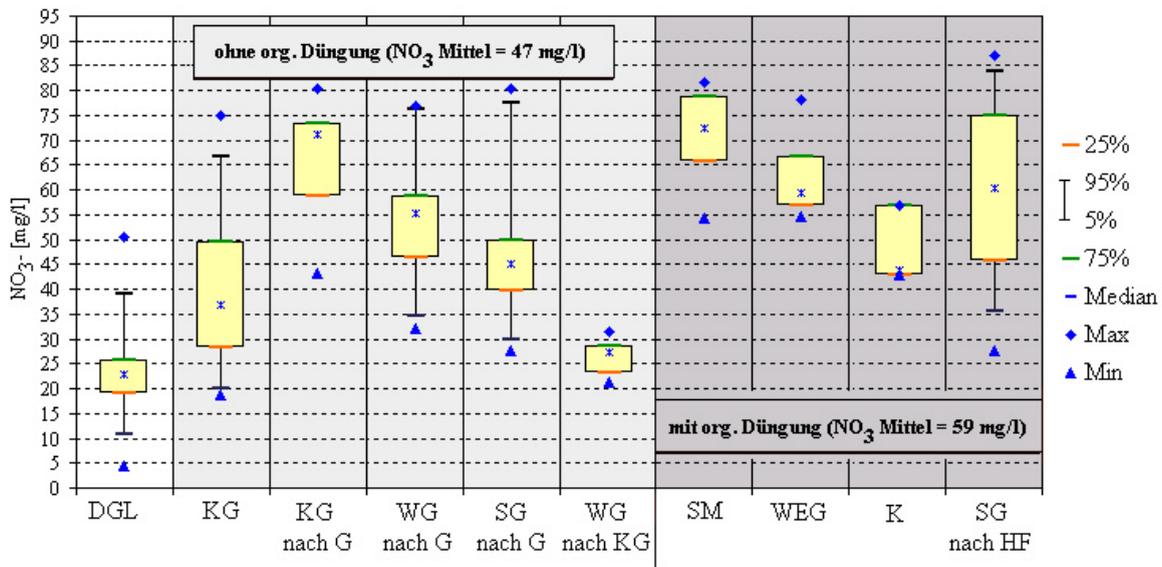


Abb. 82: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Abhängigkeit der Brunnenwassemnitratgehalte von der Fruchtart sowie zugehöriger Düngung und Auswaschungszeiträume im Brunnenanstrom

Steht im Brunnenanstrom z.B. Sommergetreide nach Getreide ohne organische Düngung, ist die NO₃-Konzentration durchschnittlich um etwa 15 mg/l niedriger, als bei Getreide nach Hackfrüchten oder Ackerfutter (WEG) mit organischer Düngung.

Als besonders gefährdend auf die Brunnenwasserqualität hat sich die Stallmistdüngung erwiesen. Ursachen sind neben in Abschn. 6.1.1 erläuterten Prozessen nur unzureichende Dosierungs- und Verteilgenauigkeiten bei der Ausbringung mit veralteter Technik und im Verhältnis zum Viehbesatz zu kleine Ausbringungsflächen. In Folge wird Ackerland lokal oder auch flächendeckend mit Stallmist überdüngt. MICHALSKI, HENK & HUSCHKE (2001) erweisen im Untersuchungsraum durchschnittlich gedüngte Stallmist-N-Mengen von 230 kg/ha, obwohl die SächsSchAVO eine zulässige Obergrenze von 135 kg N/ha in WSG fest schreibt.

Die geringsten NO₃-Gehalte entfallen auf Brunnen mit Grünland (23 mg/l). Die Erreichbarkeit des Richtwertes für Nitrat nach EG-Richtlinie 75/440/EWG (< 25 mg/l) durch Ackerfutter wird mit NO₃-Konzentrationen von 28 mg/l nach mehrjährigem Kleegras dokumentiert. Die statistisch höheren Konzentrationen von im Mittel 37 mg/l sind den Vorfrüchten mit organischer Düngung geschuldet (vgl. Fallbeispiel SB/F68 in Abschn. 7.4.1, Abb. 7-9).

Tab. 8-3: Mittlere Nitratgehalte (Median) von Trinkwasserbrunnen in Abhängigkeit von Fruchtarten, Fruchtartengruppen, Düngung und Auswaschungszeiträumen im Brunnenanastrom

Fruchtartengruppe, Fruchtart	Auswaschungszeitraum	NO ₃ [mg/l]
Dauergrünland/Wiese/Weide	April bis März	23
Klee gras	April bis März	37
Klee gras nach Getreide und organischer Düngung	April bis März	71
Weidel gras nach Getreide mit anschließender Brache sowie organischer Düngung	April bis März	60
Sommergetreide nach Getreide ohne organische Düngung	April bis März	45
Wintergetreide nach Getreide ohne organische Düngung plus anschließender Winterbrache	September bis August plus September bis März	55
Sommergetreide nach Hackfrucht mit organischer Düngung	April bis März	61
Wintergetreide nach mehrjährigem Klee gras	April bis März	28
Kartoffel nach Getreide	April bis Oktober	44
Brache nach Kartoffel	November bis März	57
Kartoffel	April bis März	50
Silomais ohne Untersaat und nachfolgende Herbstbestellung	April bis März	73
Winterbrache	November bis März	60
Stillegung Ackerfutter	April bis März	20

8.2.1.3 Validierung der Untersuchungsergebnisse

Weitere detaillierte Erfassungen und Bewertungen zu fruchtarten- und bewirtschaftungsspezifischen N-Austrägen im Untersuchungsraum erfolgen u.a. bei REICHEL (1998) und MICHALSKI (2000) an Lysimetern und Drainagen. Beide Arbeiten haben darüber hinaus die Entwicklung und Erprobung wasserschutzkonformer Bewirtschaftungsstrategien (Maßnahmenkataloge) für die sächsische Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten gemäß der SächsS- chAVO zum Inhalt.

In Tab. 8-4 werden wesentliche Untersuchungsergebnisse dieser Autoren hinsichtlich diffuser Stickstoffeinträge aus der Landnutzung mit denen der vorliegenden Arbeit verglichen. Aus allen Untersuchungen gehen besonders hohe NO₃-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser während Hackfruchtanbau (Mais, Kartoffeln, Raps) bzw. für Fruchtarten nach Hackfruchtanbau hervor. Somit ist bewiesen, dass die fast ausschließlich zu diesen Fruchtarten erfolgende Stallmistdüngung mit hohen Stickstoffverlusten durch Auswaschung von 60-90 kg/ha einhergeht und zu zeitweise stark überhöhten NO₃-Konzentrationen in den Brunnen bis > 100 mg/l führen kann.

Tab. 8-4: Vergleichende Betrachtung zur Nitratkonzentration in Drainagewässern (REICHELT (1998) und MICHALSKI (2000)) und in Brunnenwässern des Untersuchungsraums

Nutzung/ Fruchtartengruppe /Anteil an landw. Nutzfläche ^{8/1}	Fruchtart	N-Ausw. Szenario I [kg/ha] ^{8/2}	NO ₃ A _s Szenario I [mg/l] ^{8/3}	NO ₃ Brunnen Szenario I [mg/l]	8/4		
					NO ₃ Szenario I [mg/l]	NO ₃ Szenario II [mg/l]	NO ₃ Szenario III [mg/l]
Grünland-42%	Mittel	25,6	32	23	22	20	10
	Wiesen	20	25	23	-	-	-
	Weiden	27	34	-	-	-	-
Ackerland-58%	Mittel	51,7	65	54	60	50	30
Getreide-40%	nach Getreide	40	51	50	-	-	-
	nach Hackfrüchten	80	101	60	-	-	-
Hackfrucht-18%	Kartoffeln	90	114	50	-	-	-
	Mais	60	76	73	-	-	-
	Raps	70	89	-	-	-	-
Stilllegung-4%	Ackerfutter	20	25	20	-	-	-
	Non food Raps	70	89	-	-	-	-
	Schwarzbrache	40	51	60	-	-	-
Ackerfutter-38%	Mittel	30	38	37	-	-	-
Landwirtschaft	Mittel	42,6	54	45	49	49	49
Siedlung	Mittel	-	-	45	7	7	7
Wald	Mittel	-	-	7	6	6	6

Hackfruchtanbau hat im Untersuchungsraum einen Anteil von etwa 18 % an der ackerbaulich genutzten Fläche (HELBIG, 1999 mdl. Mitt.). Somit sind für jeweils etwa 4,3 km² der im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre intensiv ackerbaulich genutzten 24 km² periodisch mittlere NO₃-Konzentrationen im hypodermischen Abfluss > 70 mg/l vorzusetzen.

Entgegen REICHELT (1998) sind in Siedlungsbereichen Nitratgehalte um 45 mg/l zu verzeichnen. Ursachen liegen u.a. in intensiver Gartennutzung und Tierhaltung. Für Nitratgehalte unter Wald zeigt sich dagegen eine gute Übereinstimmung der Untersuchungsergebnisse.

^{8/1} Quelle: HELBIG (1998) mdl. Mitt. für die Flächen der Agrargenossenschaft Forchheim

^{8/2} Quelle: Michalski (2000)

^{8/3} Quelle: Michalski (2000) und berechnete mittlere Versickerungsraten mit „WRAP“

^{8/4} Quelle: Reichelt (1998)

Szenario I: Ist-Zustand (Untersuchungszeitraum) mit mineralischer Düngung im Untersuchungszeitraum bei konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung entsprechend den Anforderungen der SächSCHAVO und der begonnenen Anwendung der Programme zur UL (Abschn. 3.4)

Szenario II: Erreichbarer-Zustand nach REICHELT (1998) mit mineralischer Düngung bei konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung entsprechend den Anforderungen der SächSCHAVO und konsequenter Anwendung der Programme zur UL (Abschn. 3.4)

Szenario III: Ökologischer Zustand – Ökologische Bewirtschaftung durch Verzicht auf Mineraldüngung nach REICHELT (1998)

Die Brunnen weisen i.d.R. gegenüber Drainage- und Lysimetermessungen niedrigere NO_3 -Konzentrationen auf. Ursache ist die Verdünnung des Brunnenwassers durch qualitativ besseren Basisabfluss (Abschn. 8.4).

Die auftretenden Differenzen bei Weidelgras und Kartoffeln sind geringen Brunnendatendichten geschuldet. Die untypisch hohen NO_3 -Konzentrationen unter Weidelgras sind auf Grundwasserneubildung zeitnah zu organischer Düngung zurückzuführen.

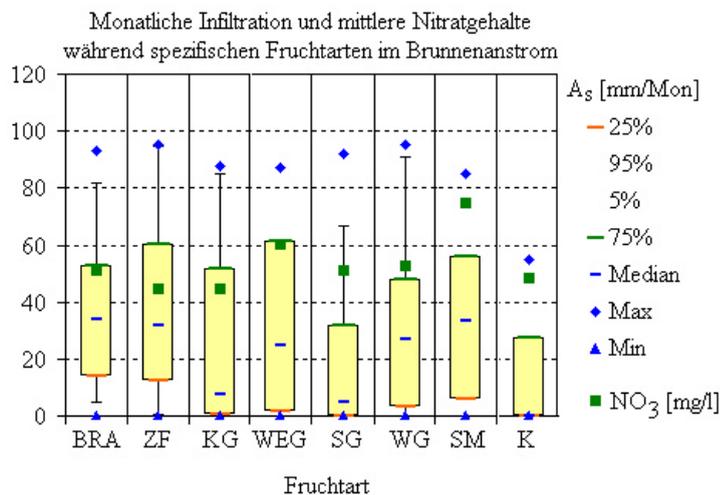


Abb. 8-3: Monatliche Infiltrationsraten und zugehörige Ackerkulturen im Brunnenanstrom während des Untersuchungszeitraums mit mittleren Nitratgehalten der Trinkwasserbrunnen

Die gemessenen NO_3 -Gehalte in einem Brunnen mit Kartoffelanbau im Anstrom liegen weit unter von MICHALSKI (2000) an Drainagen gemessenen Werten. Abb. 8-3 zeigt, dass die nur geringe Grundwasserneubildung in diesem Zeitraum große N-Auswaschungen aus dem Boden verhinderte. Somit können geringe Datendichten die tatsächlichen Verhältnisse nicht repräsentativ widerspiegeln und zu Fehlinterpretationen führen. Der Vergleich von brach liegenden zu mit Zwischenfrüchten durchgehend bewachsenen Ackerflächen veranschaulicht bei etwa gleichen Infiltrationsmengen den positiven Effekt von Zwischenfruchtanbau. Die NO_3 -Konzentrationen sind hier im Mittel um etwa 10 mg/l reduziert, wodurch bei durchschnittlich 236 mm Infiltration unter Ackerflächen in der vegetationslosen Zeit (Tab. 7-2) eine verminderte N-Auswaschung von etwa $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkt wurde.

Die gemessenen NO_3 -Gehalte in einem Brunnen mit Kartoffelanbau im Anstrom liegen weit unter von MICHALSKI (2000) an Drainagen gemessenen Werten. Abb. 8-3 zeigt, dass die nur geringe Grundwasserneubildung in diesem Zeitraum große N-Auswaschungen aus dem Boden verhinderte. Somit können geringe Datendichten die tatsächlichen Verhältnisse nicht repräsentativ widerspiegeln und zu Fehlinterpretationen führen. Der Vergleich von brach liegenden zu mit Zwischenfrüchten durchgehend bewachsenen Ackerflächen veranschaulicht bei etwa gleichen Infiltrationsmengen den positiven Effekt von Zwischenfruchtanbau. Die NO_3 -Konzentrationen sind hier im Mittel um etwa 10 mg/l reduziert, wodurch bei durchschnittlich 236 mm Infiltration unter Ackerflächen in der vegetationslosen Zeit (Tab. 7-2) eine verminderte N-Auswaschung von etwa $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkt wurde.

8.2.1.4 Zusammenfassung

Hohe Nitratbelastungen der Trinkwasserbrunnen werden vor allem durch intensive landwirtschaftliche Produktion bewirkt. Ertrag, Nährstoffentzug, Auswaschung und Reproduktion der organischen Bodensubstanz auf Ackerlandflächen sind wesentlich von der Fruchtfolge und zugehörigen Maßnahmen der Bodenbearbeitung, des Zwischenfruchtanbaus sowie organischer und mineralischer Düngung abhängig. Insbesondere einer schlechten fachlichen Praxis entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie organische Düngung im Spätherbst (Gülle, Stallmist) und vielerorts unzureichende technische Ausstattungen mit zu geringen Lagerkapazitäten für organische Dünger bewirken eine Belastung des oberflächennahen Grundwassers und damit NO_3 -Konzentrationen in den Brunnen $> 50 \text{ mg/l}$.

Eine wasserschonende Bewirtschaftung der Ackerflächen ist nur durch integrierten Pflanzenbau mit hohen Anteilen Winterbegrünung ($> 80\%$) möglich, der aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse hinsichtlich Aufbringungsmethode- und Zeitpunkt sowie zur Düngestickstoff-

form berücksichtigt. MICHALSKI (2000) ermittelt für 12-feldrige, im Untersuchungsraum repräsentative Fruchtfolgebeispiele [u.a. Klee gras – Raps – Wintergerste – Zwischenfrucht – Mais – Weidelgrasuntersaat – Hafer – Winterroggen – Weidelgras – Stilllegung – Wintergerste – Zwischenfrucht – Kartoffel – Sommerblanksaat Klee – Klee gras] trotz konsequenter Anwendung der Bewirtschaftungsmaßnahmen nach dem Förderprogramm UL der SächSchAVO (Szenario II) mittlere Auswaschungen von etwa $45 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Unter Berücksichtigung der Berechnungen mit „WRAP“ entspricht dies mittleren Nitratgehalten im Sickerwasser von etwa 55 mg/l.

Folglich ist für Flachbrunneneinzugsgebiete mit ausschließlichen Ackerlandanteilen selbst bei optimaler Umsetzung eines integrierten Pflanzenbaus im Rahmen konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung keine beständige Verbesserung der Grundwasserqualität hin zur Trinkwasserqualität (TVO, EG-Richtlinie 98/83/EG) zu erwarten. Bei durchschnittlichen Nitratgehalten von 45 mg/l ($\pm 10 \text{ mg/l}$ je nach Basisabflussanteil) in den Brunnen sind weiterhin periodische Nitratbelastungen von weit $> 50 \text{ mg/l}$ (z.B. bei Hackfruchtanbau) und potentielle Einträge anderer Schadstoffe (bakteriologische, PSM) vorzusetzen.

Hinsichtlich einer deutlichen Entlastung der Brunnen durch ökologischen Landbau lassen sich aus den Untersuchungen keine eindeutigen Aussagen treffen. Zum einen unterliegen die Forchheimer Brunnen mit ökologisch bewirtschafteten Flächen im Brunnenanstrom größeren Basisabflussanteilen, andererseits existieren auch aus anderen Untersuchungen keine gesicherten Erkenntnisse und die Meinungen von Fachleuten gehen weit auseinander. Einer Verminderung von Stickstoffeinträgen durch den Verzicht auf Mineraldüngung stehen geringere Pflanzenentzüge (u.a. kürzere Vegetationszeiten durch Stickstoffmangel in der Jugendentwicklung, verminderte Erträge) gegenüber. Darüber hinaus hat sich die organische Düngung, wie auch in anderen Untersuchungen (GRÜNEWALD, BLATTNER & REICHEL, 1996; REICHEL, 1998; MICHALSKI, 2000), als besonders nachhaltige Quelle für die Stickstoffauswaschung in den von Staunässe beeinflussten Böden erwiesen.

Für die Menge applizierten Mineraldüngers kann dagegen bis auf ein Fallbeispiel im April/Mai 1998 (SB/F62 - Abschn.7.4.1) kein signifikanter Einfluss auf die Stickstoffauswaschung festgestellt werden. Die Schlussfolgerung, dass die in Tab. 8-4 aufgeführten Werte von REICHEL (1998) zum Szenario III zu optimistisch ausfallen, ist hypothetisch und bedarf weiterer detaillierter Untersuchungen.

Bestätigt sich der Trend, dass Mineraldüngung die Grundwasserqualität nicht oder nur in Ausnahmefällen beeinträchtigt, ist der Sinn ihrer um 20 Prozent reduzierten Gabe in WSG mit verbundenen Ausgleichszahlungen an die Landwirte in erheblichen Größenordnungen in Frage zu stellen. Gleichwohl ist mit Spannung zu erwarten, wie Schutz- und Ausgleichsregelungen in WSG nach Auslaufen der SächSchAVO ab 2002 getroffen werden.

8.3 Regelfaktor Sickerwasser – Zwischenabfluss

Sämtliche angewandte Untersuchungsmethoden erweisen die Dominanz des hypodermischen Abflusses in den Flachbrunneneinzugsgebieten, woraus sich die **geringe Geschüttheit** der Trinkwasserbrunnen gegenüber Schadstoffeinträgen vor allem aus der Landnutzung ableitet.

Wegen fehlender bzw. kurzer Kontaktzeiten mit dem Festgestein sind in dieser Abflusskomponente nur geringe Gehalte gesteinsbürtiger Stoffe zu verzeichnen.

Die hohen Nährstoffbelastungen durch Nitrat sind in Abschn. 8.2 gekennzeichnet. Ebenso nachhaltige, aus technischen Gründen nicht analysierte Wasserqualitätsprobleme hygienischer Art können in diesem Zusammenhang nicht ausgeschlossen werden (vgl. TÄUMER, 1995). Die neben Stickstoff dem Boden u.a. mit landwirtschaftlicher Düngung zugeführten Elemente Phosphor, Kalium, Kalzium und Magnesium beeinträchtigen die Brunnenwasserqualität hingegen mit Ausnahme vereinzelter Kaliumeinträge nach Starkniederschlägen und zeitnah vorangegangener Düngung zu keinem Zeitpunkt.

Die generell leichte Versauerung der Brunnenwässer ist geogen bedingt. Grenzwertüberschreitungen durch Eisen, Mangan und Aluminium sind lokale und zeitliche Einzelfälle. Sie können in Zusammenhang mit dem Erreichen des Aluminium (Al-) und Aluminium/Eisen (Al/Fe)- Pufferbereichs nach anthropogen verursachten Versauerungsschüben durch den Eintrag von Säurebildnern aus der Atmosphäre stehen.

Vereinzelt hohe Salzfrachten resultieren aus winterlichem Streusalzeintrag von nahe gelegenen Straßen. Kontaminationen durch andere, dem Straßenverkehr entstammende Schadstoffe, sind hier potentiell vorzusetzen.

Aufgrund hoher Sauerstoffgehalte und geringer Verweilzeiten sind reduzierende Verhältnisse auszuschließen. Folglich findet keine Denitrifikation statt.

Sind lokale Belastungsquellen mit bautechnischen Mängeln im Brunnenanstrom vorhanden, ist häufig eine dauerhafte Einschränkung der Trinkwasserqualität zu verzeichnen. Diffuse Überbelastungen bewirken zumeist periodische Überschreitungen von Grenzwerten der TVO.

Die Versickerung und Grundwasserneubildung in den Brunneneinzugsgebieten unterliegt, sowohl auf ein hydrologisches Jahr als auch auf den Untersuchungszeitraum bezogen, großen Schwankungen. Im Mittel entfallen 75 bis 85 % auf die Monate Oktober bis März. Daraus resultieren große Differenzen in der Abflussspende des Zwischenabflusses, die sich auf den Fremdstoffeintrag in die Brunnen auswirken.

8.3.1 Nitrat als Tracer

Durch die mittlere Infiltrationsrate von 350 mm unter Ackerflächen im Beprobungszeitraum wird der Boden etwa mit der 3-fachen Wassermenge seiner durchschnittlichen Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (120 mm) durchspült. Folglich ist von einem Austausch großer Teile des Bodenwassers in Zeiträumen < 1 Jahr auszugehen, der zu einer anteiligen Auswaschung von hier angereichertem mineralisiertem Stickstoff insbesondere in der vegetationslosen Zeit führt.

Abb. 8-3 [a-d] zeigt die zeitliche Abhängigkeit durchschnittlicher Nitratgehalte von Referenzbrunnen mit Ackerland-einzugsgebieten zu mit „WRAP“ berechneten Sickerwassermengen im Brunnenanstrom.

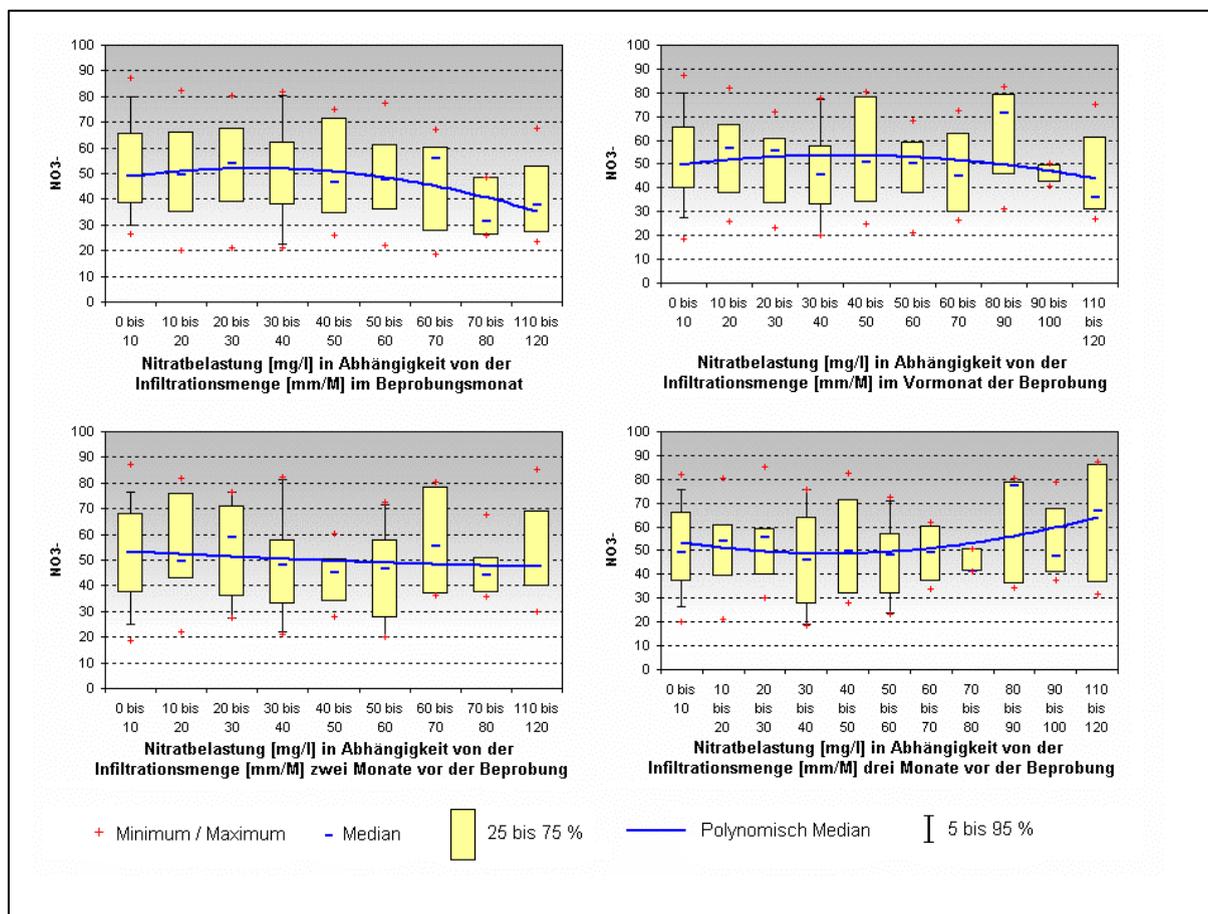


Abb. 8-4: Box-Whisker-Diagramme zur Darstellung mittlerer Nitratkonzentrationen in Brunnen mit Ackerland-einzugsgebieten in Abhängigkeit von der „WRAP“-berechneten Infiltrationsrate im Beprobungsmonat sowie 1, 2 und 3 Monate vor der Beprobung

[a] Ab einer durchschnittlichen Infiltrationsmenge von etwa 70 mm im Beprobungsmonat sind mit dem Abflussscheitel des Interflows (vgl. Abschn. 7.2, Abb. 7-3) starke Verdünnungseffekte in den Brunnen zu verzeichnen. Die durchschnittliche Nitratkonzentration nimmt um etwa 15 mg/l ab.

[b] Erst Sickerwassermengen von > 110 mm im Vormonat der Beprobung deuten noch auf Verdünnungseffekte in den Brunnen hin. Hohe Nitratgehalte in der Infiltrationsklasse 80 bis 90 mm könnten auf eine verstärkte Nährstoffauswaschung im Vormonat und deren verzögerten Eintrag in die Brunnen in einem Zeitraum von 2 bis 4 Wochen zurückgeführt werden. Dieser Effekt kann auch aus dem Rückgang der Abflussspende bei etwa gleichbleibender Nitratmenge im Zwischenabfluss resultieren.

[c] Aus der Beziehung der Nitratkonzentration zu Sickerwassermengen zwei Monate vor der Beprobung sind keine Zusammenhänge zwischen Stoffaustrag durch Auswaschung und verstärktem verzögerten Stoffeintrag in die Brunnen ersichtlich. Die Werte deuten auf Nivellierungseffekte hin.

[d] Der Anstieg der Nitratkonzentration mit hohen Infiltrationsraten drei Monate vor der Beprobung lässt vermuten, dass ein Teil der aus dem Oberboden ausgewaschenen Nährstoffe nach Infiltrationsmengen > 80 mm mit etwa dreimonatiger Verzögerung in die Brunnen eingetragen wird und zu einem Anstieg der Nitratkonzentration führt.

Somit ist die **Nitratbelastung** in den Brunnenwässern von **Verdünnungs-, Verzögerungs- und Nivellierungseffekten abhängig**, welche durch die Dynamik des Wasser- und Stoffhaushalts in der ungesättigten Zone determiniert werden.

Nachhaltige Änderungen der Brunnenwasserbeschaffenheit durch Nitrateinträge, hygienische Verunreinigungen und andere chemische Inhaltsstoffe aus diffusen und lokalen Belastungsquellen sind potentiell vor allem mit den erhöhten Abflussspenden des Zwischenabflusses nach großen Niederschlagsintensitäten vorauszusetzen. Diese treten über Zeiträume < 1 Tag bis etwa 3 Wochen auf.

In der Hauptvegetationszeit (Mai, Juni, Juli) können dabei keine nachhaltigen N-Auswaschungen nachgewiesen werden (Abb. 8-4).

Außerhalb der Hauptwachstumsperiode erfolgen nach intensivem Niederschlagsgeschehen hingegen häufig verstärkte Nitrateinträge in die Brunnen. Mit einer überdurchschnittlichen Grundwasserneubildung von etwa 200 mm im Herbst 1998 waren beispielsweise verbreitet umgehende NO_3 -Konzentrationsanstiege um > 20 mg/l zu verzeichnen. Die Ursachen werden in Abschn. 6.1.1 und Abschn. 7.4.1 (z.B. Brunnen SB/F09) erläutert.

Selbst bei guter fachlicher Praxis der landwirtschaftlichen Betriebe sind wegen der geringen Feldkapazitäten der flachgründigen Böden nach extremen Niederschlagsereignissen, die zeitnah zur Düngung oder in der Jugendentwicklung der Pflanzen auftreten, hohe Nährstoffeinträge mit dem erweiterten Abflussscheitel in die Brunnen nachzuweisen (z.B. April 1998, Spätsommer und Herbst 1998). Den Perioden erhöhter Nährstoffeinträge folgen längere Zeiträume der Nivellierung der Nitratkonzentration in den Brunnenwässern. Dieser Effekt ist vor allem auf das allmähliche „Freigeben“ des nach Auswaschung im Haftwasseranteil des tieferen Bodenwassers zurückgehaltenen Stickstoffanteils zurückzuführen (Abschn. 6.1.1). Der statistisch erwiesene zeitlich verzögerte Anstieg der Nitratkonzentration nach einem und drei

Monaten ist auf das gleiche Phänomen und die mit geringerer Abflusspende reduzierte Verdünnung bei etwa gleichbleibender Nitratfracht zurückzuführen.

Auswaschungsverluste aus organischer Düngung treten häufig erst 1 bis 1,5 Jahre nach dem Ausbringungszeitpunkt auf, wenn es zu Mineralisationsschüben in Zeiträumen geringer Pflanzenentzüge bei gleichzeitiger Grundwasserneubildung kommt. Dies beweist u.a. die hohe Nitratbelastung der Brunnenwässer unter Fruchtarten mit hohen Nährstoffentzügen (z.B. Ackergras), wenn zur Vorfrucht organische Düngung erfolgt ist.

In Abb. 8-4 ist der mittlere jahreszeitliche Verlauf der Nitratbelastung aus allen zwischen 5/1996 und 12/00 untersuchten Hausbrunnen in monatlicher Auflösung dargestellt. Die Konzentrationen variieren mit etwa ± 5 mg/l um 45 mg/l. Die Maxima der Belastung werden im Januar und im Mai erreicht, die Minima im Februar und August. In Tabelle 8-5 erfolgen zugehörige Erläuterungen.

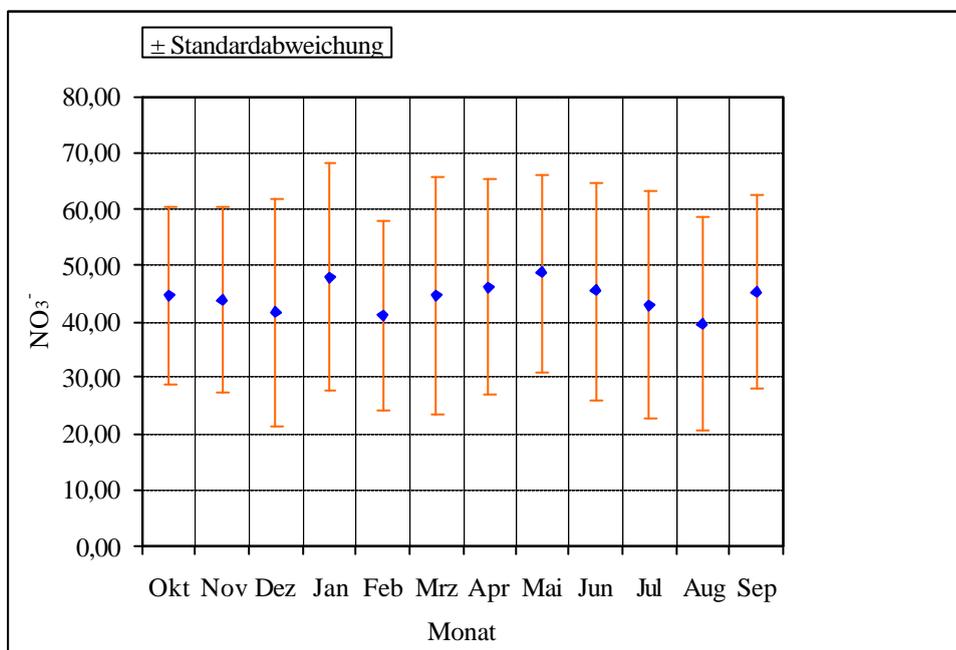


Abb. 8-5: Zeitliche Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration und der Standardabweichung

Auch hier wird deutlich, dass die Nitratkonzentrationen in den Brunnen unmittelbar von den Prozessen des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts in der ungesättigten Zone des Brunnenanstroms abhängig sind und der Schadstoffeintrag in die Brunnen über kurze Fließstrecken und Verweilzeiten mit dem Zwischenabfluss erfolgt.

Tab. 8-5: Jahreszeitliche Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration in den Hausbrunnen und Hypothesen zu den Hauptursachen

Zeitraum / Mittlere Nitratkonzentration:	Hauptursachen / Hypothesen
kontinuierliche Abnahme zwischen Mai und August von etwa 49 mg/l auf 40 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> hohe Pflanzenentzüge von 4 bis 8 kg N*d⁻¹*ha⁻¹ (vgl. u.a. Reichelt, 1998; MICHALSKI, 2000) aus dem Boden führen kaum zur Auswaschung bei Niederschlagsereignissen mit großen Intensitäten (z.B. Gewitterregen) im zeitlichen Verlauf eines hydrologischen Jahres auftretende größte Basisabflussanteile Verzögerungs- und Nivellierungseffekte durch Boden als Zwischenspeicher
Anstieg im September auf etwa 45 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> bei Sickerwasserabfluss sofortiger Eintrag von Nitrat aus den verschiedenen N-Pools, da ab der Fruchtbildung/Samenreife, Ernte nur noch geringe Pflanzenentzüge erfolgen
leichte Abnahme von Oktober bis Dezember auf etwa 41,5 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> geringe Stickstoffmineralisation im Boden Verdünnungseffekte durch periodisch stark erhöhte Abflussspenden des Zwischenabflusses Verzögerungs- und Nivellierungseffekte durch Schnee und Boden als Zwischenspeicher, aber hohe Einträge bei großen Restmengen mineralisierten Stickstoffs im Boden bei gleichzeitiger Infiltration
Anstieg im Januar auf etwa 48 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> überwiegend auftretendes Temperatur- und Niederschlagsminimum (34 mm) im Beprobungszeitraum – Frost, Schnee als Zwischenspeicher und insgesamt geringe Niederschläge verringern die Infiltration und führen zu Verzögerungseffekten durch verminderte Abflussspenden des Zwischenabflusses bei etwa gleichbleibender Nitratfracht erhöhen sich die Nitratkonzentrationen
Abfall im Februar auf etwa 41 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> Schneesmelze und gegenüber Januar doppelt so hohe Niederschläge (75 mm) bei ohnehin wassergesättigten Böden führen direkt oder nach Zwischenspeicherung durch Schnee zu hohen Abflussspenden des Zwischenabflusses und häufig zu Verdünnungseffekten
Anstieg von März bis Mai auf etwa 49 mg/l	<ul style="list-style-type: none"> bei auftretender Versickerung sofortiger Eintrag von Nitrat aus verschiedenen N-Pools, da vor und in der Jugendentwicklung der Kulturpflanzen nur geringe Nährstoffentzüge erfolgen Verzögerungseffekte führen zum Belastungsmaximum im Mai

Fazit: Der Zeitpunkt einzelner Niederschlags- und Infiltrationsereignisse wirkt entscheidend auf den Nitratreintrag in die Brunnen, nicht der gesamte Auswaschungszeitraum. Qualitative Veränderungen der Brunnenwasserqualität erfolgen vor allem mit witterungsbedingten Schüttungsänderungen in den Quelfassungen.

Deshalb können Form, Methode und Zeitpunkt der Ausbringung des Düngestickstoffs die Prozesse der Nitratauswaschung nachhaltig beeinflussen. Detaillierte Analysen und Empfehlungen dazu erfolgen u.a. bei CLAY et.al. (1993), CLAY et.al. (1994) und für die speziellen Gegebenheiten in Wasserschutzgebieten Sachsens bei REICHEL (1998) und MICHALSKI (2000).

8.4 Regelfaktor Basisabfluss

Der Basisabfluss über Kluft- und Zerrüttungszonen ist durch längere Fließstrecken und Verweilzeiten bis > 10 Jahre geprägt (SCHWARZE, 1994; SCHWARZE et.al., 1995; SCHWARZE et.al., 1996) und weist folglich eine größere Geschütztheit auf. Dementsprechend sind bessere Möglichkeiten für Gleichgewichtsreaktionen in den im Allgemeinen bessere Pufferkapazitäten aufweisenden Substraten gegeben (LORZ, 1999). Beschaffenheitsveränderungen dieser Brunnenwässer können einerseits zeitweilig verdeckt, andererseits aber auch als „Gedächtnis des Grundwassers“ längerfristig nach Beseitigung der Kontaminationsquelle sichtbar bleiben (GABRIEL & ZIEGLER, 1999).

Brunnen mit großen Basisabflussanteilen weisen häufig im Sinne der TVO gute Wasserqualitäten auf. Sie sind vornehmlich im Bereich von Störungszonen anzutreffen (Abschn. 4.3.2).

Hydrochemisch lassen sich zumeist nur geringe Nährstoffgehalte nachweisen. Es bilden sich bei einer vergleichmäßigten Abflussspende Mischwässer mit aktuell wechselnden Anteilen. Vereinzelt sind bei Trockenwetterabfluss Denitrifikationseinflüsse festzustellen. Im Raum Forchheim treten in geringem Maß erhöhte Eisen- und Mangangehalte auf.

Wie groß sind die mittleren Anteile dieser Abflusskomponente in den Flachbrunnen? Wie bereits in Abschn. 7.1 erläutert, ist die alleinige Berücksichtigung der durchgeführten Abflussspendenmessungen zur Beantwortung dieser Frage unsicher. Deshalb wird zur Klärung folgend eine weitere Methode angewendet.

Die Brunnenwasserbeprobung und die von MICHALSKI (2000) an Drainagen durchgeführten Analysen zur Hydrochemie führen zu vergleichbaren Ergebnissen (Abschn. 8.2.1.3). Die Drainagen fördern ausschließlich Zwischenabfluss. Demzufolge kann aus der zeitgleichen Betrachtung der Nitratkonzentration in den Drainage- und Brunnenwässern der Anteil des Basisabflusses in den Flachbrunnen berechnet werden.

Aus den Nitratwerten der Übersichtsbeprobung mit enthaltenen Medianen der Referenzbrunnen ergeben sich bei 54 mg/l NO₃ durchschnittliche Größenordnungen^{8/5} der Stickstoffauswaschung von etwa 42,7 kg*ha⁻¹*a⁻¹ aus Ackerflächen. MICHALSKI (2000) ermittelte im Untersuchungsraum zeitgleich an Drainagen durchschnittliche N-Auswaschungen aus Ackerflächen von 51,7 kg*ha⁻¹*a⁻¹. Die Differenz von etwa 9 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ ergibt sich aus den Verdünnungseffekten in den Brunnen durch zugeführten Basisabfluss. Eine Validierung dieser Aussage kann anhand des Brunnens SB/F09 erfolgen, der ausschließlich Zwischenabfluss bezieht (Abschn. 7.3.1). Aus der Ackerfläche im Brunnenanstrom wurden im Mittel bei typischer landwirtschaftlicher Praxis und einer durchschnittlichen Versickerung von 347 mm*a⁻¹ zwischen 1996 und 2000 52,8 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ ausgetragen.

^{8/5} nach Gleichung 7-2, Abschn. 7.4.1

Bei Unterstellung von $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Basisabfluss (Abschn. 6.2) ergibt sich aus der Proportion der durchschnittlichen N-Auswaschung zur Infiltration^{8/6} ein mittlerer Anteil des Basisabflusses von etwa $33 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, bei $6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ sind es $25 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Somit liegen die berechneten prozentualen Anteile am Gesamtabfluss (Tab. 5-12) zwischen 6,5 und 8,6 %. Die gemessenen Abflussspendenminima erweisen durchschnittlich 8 % Basisabflussanteile.

Also ergeben Abflussspendenmessungen sowie Berechnungen aus Hydrochemie und Wasserhaushalt nahezu identische Ergebnisse. Beide Methoden lassen den Schluss zu, dass der Basisabfluss in den Flachbrunneneinzugsgebieten durchschnittlich $< 1/10$ der unterirdischen Abflusskomponenten ausmacht. Das Vorhandensein dieser Abflusskomponente führt zu einem durchschnittlich gegenüber Zwischenabfluss um etwa 10 mg/l reduzierten Nitratbelastungsniveau. Dennoch ist die Qualität des Brunnenwassers entscheidend von der Beschaffenheit des hypodermischen Abflusses abhängig.

9. Schlussfolgerungen zu den angewandten Methoden

Aus den Untersuchungsergebnissen können verallgemeinerte Aussagen zur im Rahmen dieser Arbeit angewandten und entwickelten Methodik abgeleitet werden. Eine komplexe Diskussion zu den Felduntersuchungsmethoden erfolgt in WOLF, GLÄSER & THÜRKOW (2001).

9.1 Handlungsempfehlungen zur Brunnenwasserbeprobung

Um die Beschaffenheit von Hausbrunnenwässern im Lockergesteinsbereich des Mittleren Erzgebirges zu kennzeichnen, sollten generell Bestimmungen der Milieuparameter, der Hauptkationen und -anionengehalte sowie hygienischer Parameter (Abschn. 6.3.1) erfolgen. Isotopenuntersuchungen ermöglichen Zusatzinformationen zur Herkunft des Nitrats und sind insbesondere dann sinnvoll, wenn Grundwasserneubildung zeitnah zu organischer und mineralischer Düngung erfolgt (Abschn. 7.3). Analysen zu Schwermetall- und Spurenelementgehalten sind angezeigt, wenn die Witterungsbedingungen mit Versauerungsschüben im Brunnenanstrom einhergehen (Abschn. 6.4.1).

Das Sicherheitsniveau zur Erfassung der tatsächlichen Belastungssituation in den Hausbrunnen ist entscheidend von der Beprobungsdichte und der Auswahl der Beprobungsstandorte abhängig (vgl. Abschn. 6.3.4). Deshalb sollten möglichst viele Brunnen mit hinsichtlich des Naturraums und der anthropogenen Beeinflussung repräsentativen Lagen eines Untersuchungsraums untersucht werden. Die Einzugsgebiete dieser Brunnen müssen folglich die mittleren Verteilungen der Landnutzung und Flächenbewirtschaftung sowie der geologischen, pedologischen und morphologischen Kennwerte widerspiegeln.

^{8/6} $A_G [\text{mm}] = (N [\text{kg/ha}] (\text{Michalski, 2000}) - N [\text{kg/ha}] (\text{Basisabfluss})) \cdot A_S [\text{mm}] (A_E \text{ Brunnen}) / N [\text{kg/ha}] (\text{Brunnen})$