

**GIS-basierte Methoden zur Analyse der
Wasserqualitätsentwicklung in Trinkwasser-
brunnen am Beispiel des Einzugsgebietes der
Saidenbachtalsperre (Erzgebirge)**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades:

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von Herrn Diplom-Geograph Detlef Thürkow

geb. am 28.04.1968 in Teterow

Gutachterin bzw. Gutachter:

1. Prof. Dr. W. Gläßer
2. Prof. Dr. C. Gläßer
3. Prof. Dr. J. Schmidt

Vorwort und Dank

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanzierten Promotionsstipendiums auf Basis des gleichfalls durch die DBU geförderten Forschungsprojektes: „Entlastung privater Trinkwasserbrunnen. Konzepterstellung und Bewertungsstrategie.“ (BERLEKAMP, FUEST, GLÄßER, MATTHIES, SCHRECK & THÜRKOW, 2000) angefertigt.

Mein besonderer Dank gilt der DBU für die finanzielle Unterstützung und rege Diskussionen im Rahmen von Stipendiatenseminaren sowie Herrn Prof. M. Matthies (Institut für Ökosystemforschung der Universität Osnabrück) und Herrn Prof. W. Gläßer (UFZ, Sektion Hydrogeologie) für die Initiierung des Projektes. Gleichmaßen möchte ich mich bei Frau Prof. C. Gläßer (Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg) und Herrn Prof. W. Gläßer für das entgegengebrachte Vertrauen und die Unterstützung bei fachlichen und organisatorischen Belangen dieser Arbeit bedanken.

Danken möchte ich Herrn Dr. Th. Wieser (UFZ, Sektion Hydrogeologie), ohne dessen umfangreiche Zusammenarbeit und Hilfe eine Umsetzung und Entwicklung GIS-basierter Methoden auf Grundlage der Soft- und Hardwarekonfiguration der Sektion Hydrogeologie nicht möglich gewesen wäre.

Herrn G. Wolf (Umwelttechnik Altenburg GmbH) und Herrn H. R. Gläser (UFZ, Sektion Hydrogeologie) danke ich für die fachliche und technische Unterstützung bei den Geländearbeiten und Felduntersuchungen zur hydrogeologischen Situation.

Herrn Dr. G. Strauch (UFZ, Sektion Hydrogeologie) und Herrn P. Kowski (UFZ, Sektion Hydrogeologie) möchte ich für die Betreuung der Isotopenstudien zur Herkunft des Nitrats im Brunnenwasser danken.

Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei Herrn Dr. Kay Knöller (UFZ, Sektion Hydrogeologie) für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Bei Frau A. Sawallisch (UFZ, Sektion Hydrogeologie) bedanke ich mich für die umfangreiche Unterstützung bei der Probenahme und die Durchführung zahlreicher Wasseranalysen. Herrn D. Russ (UFZ, Sektion Hydrogeologie) danke ich für die intensive Hilfe bei der Probenahme, bei Geländearbeiten sowie bei der Eingabe und Verwaltung der hydrochemischen Daten.

Herrn Dr. Michalski (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) möchte ich für die zahlreichen konstruktiven Diskussionen zu agrarwissenschaftlichen Belangen und zum Wasser- und Stoffhaushalt im Boden danken.

Gleichermaßen möchte ich mich bei den Technikerinnen und Technikern der Laboratorien der Sektion Hydrogeologie und der Sektion Analytik des Umweltforschungszentrums für die gewissenhafte analytische Bearbeitung der Brunnenwasserproben bedanken.

Herrn J. Richert (UFZ, Sektion Hydrogeologie) und Herrn K. Morlock (UFZ, Sektion Hydrogeologie) danke ich für die Unterstützung bei der Internetpräsentation der Untersuchungsergebnisse.

Darüber hinaus gilt mein Dank den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, des Landesvermessungsamtes Sachsen, des Landratsamtes Mittlerer Erzgebirgskreis, der Agrargenossenschaften Forchheim, Dörnthal-Haselbach und Lippersdorf, der Talsperrenverwaltung der Saldenbachtalsperre, des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft und des Institutes für Hydrologie und Meteorologie sowie des Ökologischen Laboratoriums Neunzehnhain der Technischen Universität Dresden, die eine unkomplizierte Bereitstellung von raumbezogenen Geodaten ermöglichten.

Bedanken möchte ich mich aber auch bei den vielen Brunnenbetreibern, die einen reibungslosen Ablauf der Probenahme und Geländearbeiten erst ermöglichten.

Nicht zuletzt bedanke ich mich bei meiner Familie und vor allem bei meiner Frau Kathrin für die Unterstützung, Geduld und das Verständnis besonders im Zeitraum bis zur endgültigen Fertigstellung dieser Arbeit.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Umweltinformationssystem (UIS) Saidenbachtalsperre	3
2.1	UIS- Konzeption	3
2.2	UIS- Datengrundlage und Datenqualität	11
3	Untersuchungsgebiet	17
3.1	Lage und Administration	17
3.2	Klima	18
3.3	Geologie	18
3.4	Hydrogeologie	19
3.5	Boden	20
3.6	Hydrologie	22
3.7	Morphologie	22
3.8	Landnutzung	23
3.9	Gesetzlicher Rahmen zum Trinkwasserschutz	24
4	Felderkundungen zur Hydrogeologie	28
4.1	Methoden und Ziele	28
4.2	Ergebnisse aus refraktionsseismischen Untersuchungen	29
4.3	Schlussfolgerungen und Hypothesen	31
4.3.1	Regelfall	31
4.3.2	Ausnahmefall	32
5	GIS-Methoden zur Gefährdungsabschätzung	34
5.1	Analysen zum Naturraum	34
5.1.1	Generierung des Digitalen Geländemodells	35
5.1.2	DGM-abgeleitete Reliefparameter	39
5.1.2.1	Einzugsgebiete	41
5.1.2.2	Höhenschichtung und Schummerung	42
5.1.2.3	Hangneigung	44
5.1.2.4	Hanglänge	45
5.1.2.5	Exposition	45
5.1.2.6	Vertikal- und Horizontalwölbung	46
5.1.2.7	Potentielle Erosionsdisposition	46
5.2	Analysen zum Landschaftswasser- und Stoffhaushalt	48
5.2.1	Methodik und Programmablauf	48
5.2.2	Niederschlags- Abfluss- Bilanzierung	52
5.2.2.1	Modelleingangsdaten Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte	53
5.2.2.2	Verdunstungsmodell	54

5.2.2.3	Direktabflussmodell	57
5.2.2.4	Scheitelabfluss- und Translationsmodell	61
5.2.2.5	Bodenwasserhaushaltsmodell	62
5.2.2.6	Validierung der Modelle	66
5.3	Schlussfolgerung	69
6	Regionale Belastungssituation	70
6.1	Belastungsquellen	70
6.1.1	Grundlagen zum Stoffeintrag über die Bodenzone	72
6.2	Hydrochemische Charakterisierung anthropogen unbeeinflussten Grundwassers	74
6.3	Hydrochemische Charakterisierung des Brunnenwassers	75
6.3.1	Analysenmethoden	75
6.3.2	Qualität der Brunnenwasseranalysen	76
6.3.3	Physikochemische Brunnenwasserbeschaffenheit	76
6.3.4	Chemische Brunnenwasserbeschaffenheit	78
6.3.5	Hygienische Brunnenwasserbeschaffenheit	84
6.4	Versauerung der Brunnenwässer	85
6.4.1	Ursachen der Versauerung	85
6.5	Gesundheitsgefährdung	88
7	Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Brunnenwasserqualität an Referenzbrunnen	90
7.1	Geofaktoren	90
7.2	Niederschlags-Abfluss-Analyse im Beprobungszeitraum	91
7.3	Isotopenstudien zum Nitrateintrag	95
7.3.1	Ergebnisse aus den Isotopenstudien	97
7.4	Fallstudien zum Schadstoffeintrag	100
7.4.1	Schadstoffeinträge aus diffusen Belastungsquellen	101
7.4.2	Schadstoffeinträge aus lokalen Belastungsquellen	108
8	Diskussion und Schlussfolgerungen zur zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Brunnenwasserqualität	111
8.1	Regelfaktor Morphologie	111
8.2	Regelfaktor Landnutzung	113
8.2.1	Nitratbelastung	115
8.2.1.1	Räumliche Abhängigkeit von den Hauptnutzungstypen	115
8.2.1.2	Räumlich - zeitliche Abhängigkeit von Fruchtart und Flächenbewirtschaftung	116
8.2.1.3	Validierung der Untersuchungsergebnisse	118
8.2.1.4	Zusammenfassung	120
8.3	Regelfaktor Sickerwasser – Zwischenabfluss	122
8.3.1	Nitrat als Tracer	123

8.4	Regelfaktor Basisabfluss	127
9	Schlussfolgerungen zu den angewandten Methoden	128
9.1	Handlungsempfehlungen zur Brunnenwasserbeprobung	128
9.2	Stickstoffflächenbilanzen und Stickstoffbodenuntersuchungen	130
9.3	Entlastungsmaßnahmen zur Verbesserung der Brunnenwasserqualität	130
9.4	GIS-Methoden	133
10	Zusammenfassung	135
11	Literatur	a
12	Anhang	m

Abbildungsverzeichnis

1-1	Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre – aus dem Digitalen Geländemodell abgeleitetes Schummerungsmodell mit Höhenschichtung	1
2-1	Desktop-Oberfläche des UIS Saidenbachtalsperre – ArcView-Extensionen „GIS Hydrogeologie“ (WIESER, 2000) und „DGMHDG“ (THÜRKOW, 2000a)	4
2-2	Pfadhierarchie zur Speicherung dateigebundener Saidenbachprojektdaten nach WIESER (2000)	5
2-3	ArcView-Eingabemasken zur Registrierung und Sichtung projektbezogener Daten (WIESER, 2000)	5
2-4	AML-Applikation „GIS Hydrogeologie“ (WIESER, 2000) – Regionalisierung von Punktmessdaten zum pH-Wert durch IDW-Interpolation	6
2-5	ACCESS-Applikation „AMETADAT“ (HERRMANN & THÜRKOW, 2000) zur Speicherung flächenbezogener Bewirtschaftungsdaten aus der Sächsischen Schlagkarte	7
2-6	Analysenauftrag in der Datenbank „HYGEO“	8
2-7	MAP OBJECTS / DELPHI- Applikation „GISHDG“ (Wieser, 2000) für den Datenbankzugriff auf das Informationssystem „HYGEO“	9
2-8	Schema zur Strukturierung des UIS Saidenbachtalsperre	10
2-9	Fehlerhafte Darstellung von Bodeninformationen auf Grund unterschiedlicher Maßstabsebenen der Eingangsdaten MMK und FSK	12
3-1	Lage des Untersuchungsraums	17
4-1	Messprinzip der Refraktionsseismik	29
4-2	Refraktionsseismisches Profil im Anstrom des Brunnens SB/H24 in Haselbach	30

4-3	Refraktionsseismisches Profil im Anstrom des Brunnens SB/F38 in Forchheim	30
4-4	Schematische Darstellung der Abflussprozesse in Brunneneinzugsgebieten mit hydrogeologisch unterschiedlich zu bewertenden Gesteinskomplexen und typischen Schüttungskurven der Brunnen	32
4-5	Lage des Seismikprofils zu Störungen auf der Grundlage der Tektonischen Karte der Saydaer Struktur (KEMNITZ, 1988)	33
5-1	Weg zum DGM	36
5-2	Aufwändige und generalisierte Höherfassung morphologischer Strukturen am Beispiel des Staumauerfußes der Saidenbachtalsperre	38
5-3	ARVIEW-AVENUE-Applikation „DGMHDG“ (THÜRKOW, 2000a) zur effektiven digitalen Reliefanalyse im Untersuchungsraum	41
5-4	2,5 D-Visualisierung von DGM, Vorflutereinzugsgebieten, Gewässernetz und Brunnenstandorten	42
5-5	Süd-Nord-Querschnitt durch das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre auf Grundlage des DGM	43
5-6	Höhenschichtenverteilung im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre abgeleitet aus dem DGM	43
5-7	Prozentuale Verteilung der Hangneigungsklassen nach KA4 und ausgewählten Nutzungsarten (1993) im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	44
5-8	Expositionsverteilung der Geländeoberfläche des Einzugsgebietes Saidenbachtalsperre	45
5-9	Prozentuale Verteilung des LS-Faktors und ausgewählter Nutzungsarten (1993) im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	47
5-10	Datenebenen und Programmablauf von „WRAP“ zur einzugsgebietsbezogenen Bilanzierung des Landschaftswasserhaushalts und Bewertung des Stoffeintrags und Stoffaustrags	50
5-11	Hauptmenü der GIS-Applikation „WRAP“ einschließlich des Untermenüs zur Selektion der Klimadaten und einem Beispiel für ein dBase-Exportdatenfile nach Abschluss der N-A-Berechnungen	52
5-12	Modell eines Einzugsgebietes	53
5-13	Mittlerer zeitlicher Verlauf der Wasserhaushaltskomponenten für das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre berechnet mit den N-A-Modellen in „WRAP“ (Zeitreihe 1975-1999)	68
6-1	Stickstoffaufnahme von Mais, Winterfutterraps und Weidelgrasuntersaat sowie Stickstoffquellen und mineralisierte Restmengen im Boden (nach Michalski, 2000 verändert)	73
6-2	Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Ionenbilanzfehler für 623 Vollanalysen von Hausbrunnenwässern	76
6-3	Häufigkeitsverteilung sowie Maximum, Minimum und Medianwerte ausgewählter Feldparameter zur Analyse der Brunnenwasserbeschaffenheit aus der gesamten Beprobungskampagne (6/96 bis 12/2000)	77

6-4	Histogrammdarstellungen und Statistik (Maximum, Minimum, arithmetisches Mittel) zur Häufigkeitsverteilung von ausgewählten Kationen, Anionen und Metallkonzentrationen aus der gesamten Beprobungskampagne (6/1996 bis 12/2000)	79
6-5	Prozentuale Verteilung unterschiedlicher Klassifizierungen der Nitratkonzentration in den Gemarkungen der Brunnendörfer aus der Übersichtsbeprobung (Referenzbrunnenzeitreihen als Medianwerte)	80
6-6	PIPER-Diagramme für a) dem Regelfall entsprechende und b) durch Salzeintrag beeinflusste Brunnenwasserproben	84
6-7	Prozentuale Verteilung unterschiedlicher pH-Wert-Klassifizierungen in den Gemarkungen der Brunnendörfer	85
6-8	Monatliche Niederschläge und pH-Wert-Verlauf ausgewählter Referenzbrunnen	88
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	93
7-2	Mit der Rationalmethode berechnete Durchflussganglinien zur Beschreibung des mittleren Translationsverhaltens der Referenzbrunneneinzugsgebiete	94
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.)	95
7-4	$\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ -Relation im Nitrat von Trinkwasserbrunnen der Brunnendörfer Haselbach, Forchheim und Lippersdorf und vom Vorfluter Saidenbach (Quelle: STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999)	98
7-5	Nitratgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte ausgewählter Referenzbrunnen im Zeitraum zwischen Juni97 bis Mai99	99
7-6	Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Variabilität der $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalte im Brunnenwassernitrat ausgewählter Referenzbrunnen und im Vorfluter Saidenbach	99
7-7	Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F01 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom	102
7-8	Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F09 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom	105
7-9	Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F62 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom	107
7-10	Analyse zur Entwicklung der Brunnenwasserbeschaffenheit ausgewählter Parameter des Referenzbrunnens SB/F68	108

7-11	2,5 D-Ansicht auf das reliefbasierte Einzugsgebiet des Brunnens SB/H06 mit Silo im Brunnenanstrom	109
7-12	Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnen SB/H06 in Abhängigkeit einer lokalen Belastungsquelle und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom	110
8-1	Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Nutzungsabhängigkeit der Nitratgehalte in den Trinkwasserbrunnen (Referenzbrunnen als Medianwerte)	115
8-2	Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Abhängigkeit der Brunnenwassernitratgehalte von der Fruchtart sowie zugehöriger Düngung und Auswaschungszeiträume im Brunnenanstrom	117
8-3	Monatliche Infiltrationsraten und zugehörige Ackerkulturen im Brunnenanstrom während des Untersuchungszeitraums mit mittleren Nitratgehalten der Trinkwasserbrunnen	120
8-4	Box-Whisker-Diagramme zur Darstellung mittlerer Nitratkonzentrationen in Brunnen mit Ackerlandeinzugsgebieten in Abhängigkeit von der „WRAP“-berechneten Infiltrationsrate im Beprobungsmonat sowie 1, 2 und 3 Monate vor der Beprobung	123
8-5	Zeitliche Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration und der Standardabweichung	125

Tabellenverzeichnis

2-1	Beispiele für GIS-Techniken zur Geodatenanalyse	6
2-2	Datenquellen und Qualität wesentlicher UIS-Eingangsdaten	13
3-1	Bodentypenanteile im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	21
3-2	GIS-Statistik zur prozentualen Verteilung der Nutzungs- und Biotoptypen (1993) im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	24
3-3	Räumliche Verteilung der Trinkwasserschutzzonen im Einzugsgebiet	26
4-1	Kooperationspartner und in Felduntersuchungen verwandte Methoden zur detaillierten Erkundung hydrogeologischer Verhältnisse in Brunneinzugsgebieten des Untersuchungsraums	28
5-1	Ableitung von ausgewählten Reliefparametern aus einem DGM mittels ARC/INFO und ARCVIEW im UIS Saidenbachtalsperre	40
5-2	Niederschlag und potentielle Evapotranspiration nach Monaten und Jahren des Untersuchungszeitraums und im mehrjährigen Mittel	56
5-3	Umrechnungsfaktoren ausgewählter Nutzungsarten zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration	56

5-4	Aktuelle Evapotranspiration für ausgewählte Nutzungsarten im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre bezogen auf die Referenzevapotranspiration von Reifland (Zeitreihe 1975-1999)	57
5-5	Ermittlung der Bodenfeuchteklassen nach dem SCS-Verfahren	58
5-6	Beschreibung und Anteile der SCS-Bodengruppen im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	58
5-7	Beispiel flächengewichteter CN-Werte für das gesamte Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre	60
5-8	Bodenarten, nutzbare Feldkapazitäten und maximal nutzbare Wasservorräte unter Waldflächen des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre	63
5-9	Bodenarten und Mittelwerte des maximal nutzbaren Wasservorrats (MNW) unter landwirtschaftlichen Nutzflächen des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre	64
5-10	Gesamtabflusssummen und Basisabflussanteile (1996-1999) der Vorfluter Haselbach, Saidenbach, Lippersdorfer Bach und Hölzelbergbach in die Saidenbachtalsperre	67
5-11	Vergleichende Betrachtung der N-A-Komponenten aus unterschiedlichen Untersuchungen	68
6-1	Grenzwertüberschreitungen untersuchter Parameter nach TVO und mittlere Wasserqualität der untersuchten Hausbrunnen	82
6-2	Mittlere pH-Werte in Abhängigkeit von der Exposition der Brunneneinzugsgebiete	87
7-1	Naturräumliche Standortfaktoren in den Einzugsgebieten der Referenzbrunnen	91
7-2	Mittlerer Wasserhaushalt in Flachbrunneneinzugsgebieten des Untersuchungsraums im Beprobungszeitraum (1996-2000)	92
7-3	Variationsbereiche der Isotopenfraktionierung für Nitrat unterschiedlicher Herkunft (Quelle: STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999)	96
7-4	Charakterisierung der hydrochemischen Situation in den Referenzbrunnen	100
7-5	Mit der GIS-Applikation „WRAP“ ermittelte Abflusskomponenten, Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen, Nitratbelastungen sowie abgeleitete Bilanzierungen von flächenhaften Stickstoffausträgen im Einzugsgebiet des Brunnens SB/F01	102
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	104
7-7	Mit der GIS-Applikation „WRAP“ ermittelte Abflusskomponenten, Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen, Nitratbelastungen sowie abgeleitete Bilanzierungen von flächenhaften Stickstoffausträgen im Einzugsgebiet des Brunnens SB/F62	106

8-1	Nitratbelastung und pH-Wert in Abhängigkeit von Exposition und Landnutzung	112
8-2	Charakterisierung der Brunnenwässer durch ausgewählte Parameter in Abhängigkeit von der Landnutzung im Brunnenanstrom (Referenzbrunnen als Medianwerte)	114
8-3	Mittlere Nitratgehalte (Median) von Trinkwasserbrunnen in Abhängigkeit von Fruchtarten, Fruchtartengruppen, Düngung und Auswaschungszeiträumen im Brunnenanstrom	118
8-4	Vergleichende Betrachtung zur Nitratkonzentration in Drainagewässern (REICHEL (1998) und MICHALSKI (2000)) und in Brunnenwässern des Untersuchungsraums	119
8-5	Jahreszeitliche Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration in den Hausbrunnen und Hypothesen zu den Hauptursachen	126
9-1	Handlungsempfehlungen zum Beprobungsumfang und zu Beprobungszeitpunkten an Trinkwasserbrunnen des gering bedeckten Lockergesteinsbereichs des Mittleren Erzgebirges	129

Verzeichnis häufig verwendeter Abkürzungen und Symbole

A _E	Einzugsgebiet
AET; ET _{akt}	Aktuelle Evapotranspiration
A _G	Grundwasserabfluss
A _I	Zwischenabfluss
ANW	Aktuell nutzbarer Wasservorrat
A _O	Oberflächenabfluss
A _{UA}	Unterirdischer Abfluss
DGM	Digitales Geländemodell
DHM	Digitales Höhenmodell
GIS	Geoinformationssystem
MNW	Maximal nutzbarer Wasservorrat
N	Stickstoff
N(h _N)	Gebietsniederschlag
N-A	Niederschlag-Abfluss
N _D	Direktabfluss
PET	Potentielle Evapotranspiration
PSM	Pflanzenschutzmittel
RDBMS	Relationales-Datenbank-Management-System
TWSG	Trinkwasserschutzgebiet
TVO	Trinkwasserverordnung
UIS	Umweltinformationssystem
UL	Sächsisches Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ nach Säch-SchAVO (1994)

AG BODEN	Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Dienste in der BRD
BITÖK	Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DVWK	Deutscher Verband für Wasser und Kulturbau
EURES/LBB	Institut für regionale Studien in Europa/ Landwirtschaftliches Beratungsbüro
LFL	Landesanstalt für Landwirtschaft
SLFUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
STUFA	Staatliches Umweltfachamt
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung
USDA	United States Department of Agriculture
UTAB	Umwelttechnik Altenburg
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

BRA	Brache	KG	Kleegras	WEG	Weidelgras
DGL	Dauergrünland	LN	Landnutzung	WG	Wintergetreide
G	Getreide	OEL	Öllein	WGF	Wintergerste/Futter
H	Hafer	SGF	Sommergerste/Futter	ZF	Zwischenfrucht
HF	Hackfrucht	SG	Sommergetreide		
K	Kartoffel	T	Triticale		

1. Einleitung

Der Anschlussgrad bundesdeutscher Haushalte an das Netz der öffentlichen Trinkwasserversorgung beträgt mehr als 95 %. Etwa 70 % der geförderten Wässer entstammen dabei Grundwasservorkommen. Dennoch wird auch in der heutigen Zeit noch vielerorts in Deutschland Trinkwasser aus privaten Hausbrunnen gewonnen, insbesondere im ländlich geprägten Raum.

Ende der 80er Jahre erfolgte die Trinkwasserversorgung für rund 1 Millionen Haushalte in den Neuen Ländern aus Hauswasserversorgungsanlagen. So auch im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre im Mittleren Erzgebirge. Hier befinden sich mit Forchheim, Niedersaida, Lippersdorf und Dörnthal-Haselbach vier „Brunnendörfer“, in denen große Teile der Bevölkerung ihr Trink- und Brauchwasser aus privaten Hausbrunnen fördern (Abb. 1-1).

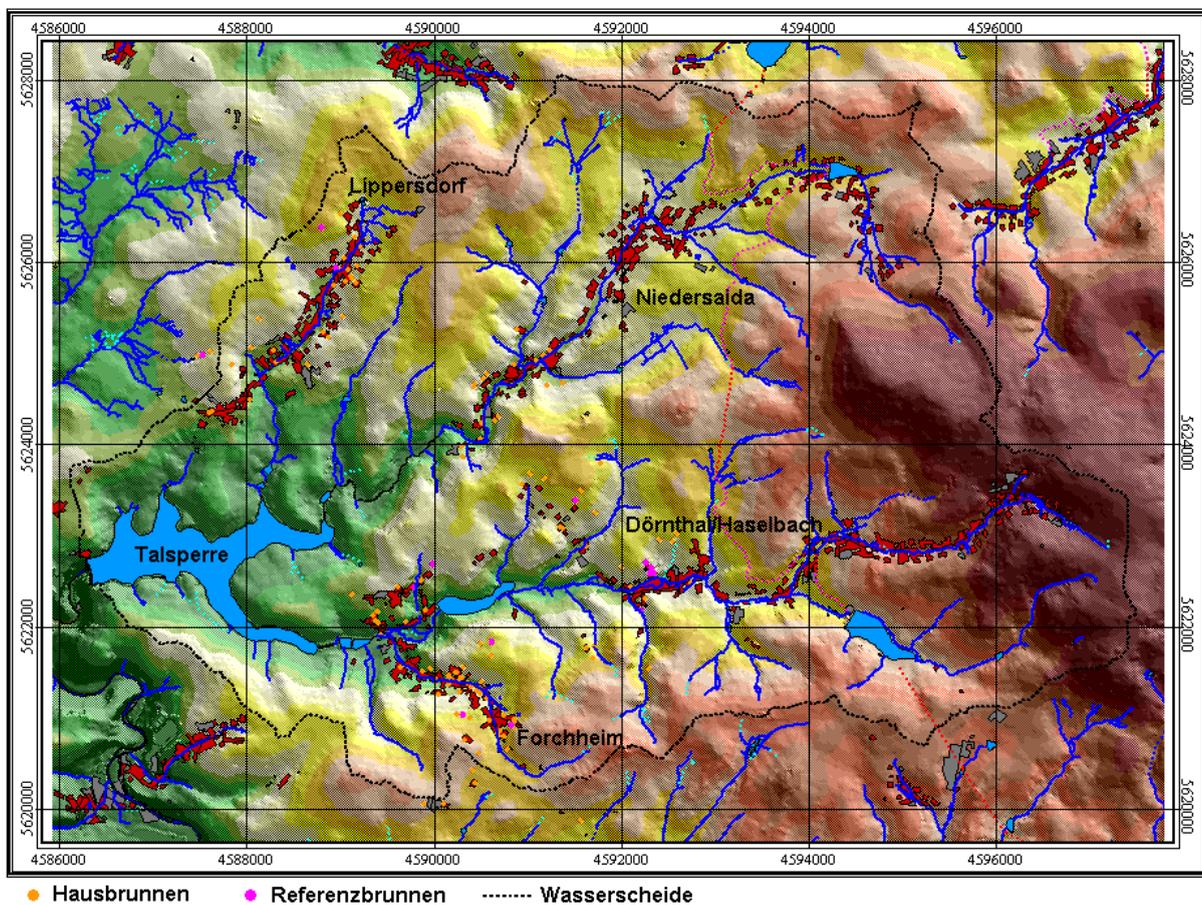


Abb. 1-1: Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre – aus dem Digitalen Geländemodell abgeleitetes Schummelungsmodell mit Höhenschichtung

Der Ausbaugrad der Wasserversorgungsnetze in den einzelnen Ortschaften ist sehr unterschiedlich und wurde in den letzten Jahren teilweise erheblich erweitert. Dennoch wird die Situation einer verbreiteten Wasserversorgung aus Hausbrunnen mittel- bis langfristigen Bestand haben. Auf Grund der Siedlungsstruktur der Waldhufendörfer ist für einen Großteil der Gehöfte ein Anschluss an das öffentliche Netz mit hohen privaten Kosten verbunden. Viele Anwohner wollen und können diese beträchtlichen finanziellen Belastungen nicht aufbringen.

Insgesamt existieren im Untersuchungsraum etwa 350 Hausbrunnen, die oftmals die einzige Wasserversorgung der Haushalte oder Gehöfte darstellen. Beim überwiegenden Teil der Brunnen handelt es sich um Flachbrunnen mit Tiefen zwischen 1 und 3 Metern. In ihnen wird das schnell und langsam unterirdisch abfließende Wasser gesammelt, welches über die ungesättigte und gesättigte Zone zumeist hangparallel zugeführt wird. Diffuse und lokale Schadstoffeinträge im Brunnenanstrom führen zu dauerhaften oder periodischen Wasserqualitätsproblemen in vielen Brunnen. Verbreitete Indikatoren sind hohe Nährstoffgehalte, insbesondere von Nitrat, sowie unzulässige hygienische Belastungen mit Bakterien, Keimen und anderen Krankheitserregern. Zudem ist generell eine leichte Brunnenwasserversauerung zu verzeichnen. Weitere chemische Inhaltsstoffe, z.B. aus Pflanzenschutzmitteln, sind potentiell vorauszusetzen. Infolge der geogenen und anthropogenen Beeinflussungen besteht eine latente Gesundheitsgefährdung für zahlreiche Brunnenwasserkonsumenten.

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungsprojektes:

„Entlastung privater Trinkwasserbrunnen. Konzepterstellung und Bewertungsstrategie.“ (BERLEKAMP, FUEST, GLÄBER, MATTHIES, SCHRECK & THÜRKOW, 2000) entstanden.

Sie hat zum Ziel, die Belastungssituation der privaten Hausbrunnen durch die Weiterführung der Beprobungskampagne aus dem Forschungsprojekt über einen längeren Zeitraum zu erfassen, geostatistisch auszuwerten, die Ursachen der Belastungen zu erklären und Entlastungsmaßnahmen abzuleiten. Basis ist eine detaillierte räumliche und zeitliche Erfassung der Umweltsituation im Brunnenanstrom. Die Anwendung und Generierung von GIS-Techniken und Methoden dient als primäres Werkzeug bei der Umsetzung. Hauptbestandteil ist die eigens programmierte Benutzerapplikation „WRAP - WATERSHED RISK APPLICATION“ (THÜRKOW, 2000b) zur effizienten Modellierung des Landschaftswasserhaushalts und Bilanzierung des Stoffhaushalts.

Die Verwaltung der umfangreichen Datenbasis wie auch der eigens für die Projektbearbeitung entwickelten GIS-Werkzeuge erfolgt in einem Umweltinformationssystem (UIS) Saidenbachtalsperre (vgl. WIESER & THÜRKOW, 1999).

Als Basis für das erstellte Informationssystem fungiert die sehr gute technische Ausstattung der Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH. Durch die hier vorhandene, in ständiger Weiterentwicklung befindliche Konfiguration verwendeter Software- und Hardwareprodukte wurden optimale Voraussetzungen für diese GIS-orientierte Arbeit vorgefunden.

Das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre ist seit Jahren Referenzobjekt für interdisziplinäre Forschungen mit dem gemeinsamen Ziel einer nachhaltigen Verbesserung des regionalen Grund- und Oberflächenwasserschutzes (u.a. GRÜNEWALD, HORN, HORN & WERNECKE, 1984; GRÜNEWALD, 1991, GRÜNEWALD, 1994; GRÜNEWALD, BLATTNER & REICHEL, 1996; HORN & BRETTFELD, 1987; HORN, HORN, & PAUL, 1994; WERNER, MICHAEL & SCHMIDT, 1993; WERNECKE, 1993; REICHEL, 1998; MICHALSKI, 2000). Die im Rahmen des Forschungsprojektes des UFZ und dieser Arbeit angestellten Untersuchungen zur Trinkwasser-

qualität der Hausbrunnen stehen in Einklang mit diesen Forschungen. Die Erstellung eines prototypischen Informationssystems zur projektbezogenen Erfassung, Archivierung, Bearbeitung und Präsentation von Geodaten ist dabei für den Untersuchungsraum erstmals erfolgt. Eine Mehrfachnutzung der im UIS erzeugten Daten, Methoden, Modelle und Applikationen bietet sich somit an. Darüber hinaus sind aber auch Anwendungen ausgewählter Themenbereiche des UIS in anderen Untersuchungsgebieten möglich.

2. Umweltinformationssystem Saidenbachtalsperre

Das generierte Umweltinformationssystem Saidenbachtalsperre dient als Grundlage für eine effektive Verwaltung der regional und lokal sehr heterogenen Geodaten einschließlich der Funktionalitäten und Methoden zu deren Analyse (Abb. 2-1). Es ist somit ein primäres Werkzeug für die Interpretation der Belastungssituation der Hausbrunnen. Folgende Definition von BILL & FRITSCH (1996) beschreiben den Begriff UIS im Sinne der vorliegenden Untersuchungen besonders treffend:

„Ein Umweltinformationssystem (UIS) ist ein erweitertes Geo-Informationssystem, das zur Erfassung, Speicherung, Verarbeitung und Präsentation von raum-, zeit und inhaltsbezogenen Daten zur Beschreibung des Zustandes der Umwelt hinsichtlich Belastungen und Gefährdungen dient und Grundlagen für Maßnahmen des Umweltschutzes bildet.“

In diesem Kapitel sollen die angewandten Konzeptionen, GIS-Techniken und Applikationen sowie Datengrundlagen andiskutiert werden, um die Notwendigkeit des Einsatzes des generierten Systems für die komplexen Fragestellungen der vorliegenden Arbeit zu verdeutlichen.

2.1 UIS- Konzeption

Die Verwaltung, Archivierung, Bearbeitung und Präsentation von GIS-Datenbeständen erfolgt an der Sektion Hydrogeologie projektbezogen. In die Gesamtkonfiguration sind die Softwarepakete ARC/INFO (1998) ARC/INFO (2000), ARCVIEW (1998), MAPOBJECTS (1998) / DELPHI (1998) sowie das Relationale-Datenbank-Management-System (RDBMS) ORACLE (1998) eingebunden. Im UIS Saidenbachtalsperre wird zusätzlich MICROSOFT ACCESS (1997) als RDBMS verwendet. Die genannte Standardsoftware wurde mittels integrierter Programmiersprachen (ARC MACRO LANGUAGE (AML) – ARC/INFO; AVENUE - ARCVIEW; DELPHI – MAPOBJECTS; VISUAL BASIC - MICROSOFT ACCESS) durch eigens für die Projektbearbeitungen gezielt entwickelte Benutzerapplikationen erweitert (Abb. 2-1; Abb. 2-4; Abb. 2-7).

Das Datenmanagement für das Untersuchungsgebiet im UIS Saidenbachtalsperre basiert auf dieser internen Lösung der Sektion Hydrogeologie zur GIS-gestützten Projektbearbeitung mit Anbindung einer relationalen Datenbank (WIESER, 2000) und wird umfangreich bei WIESER & THÜRKOW (1999) vorgestellt. Nachfolgende Anmerkungen sollen einen Überblick zur verwendeten Systemkonfiguration vermitteln.

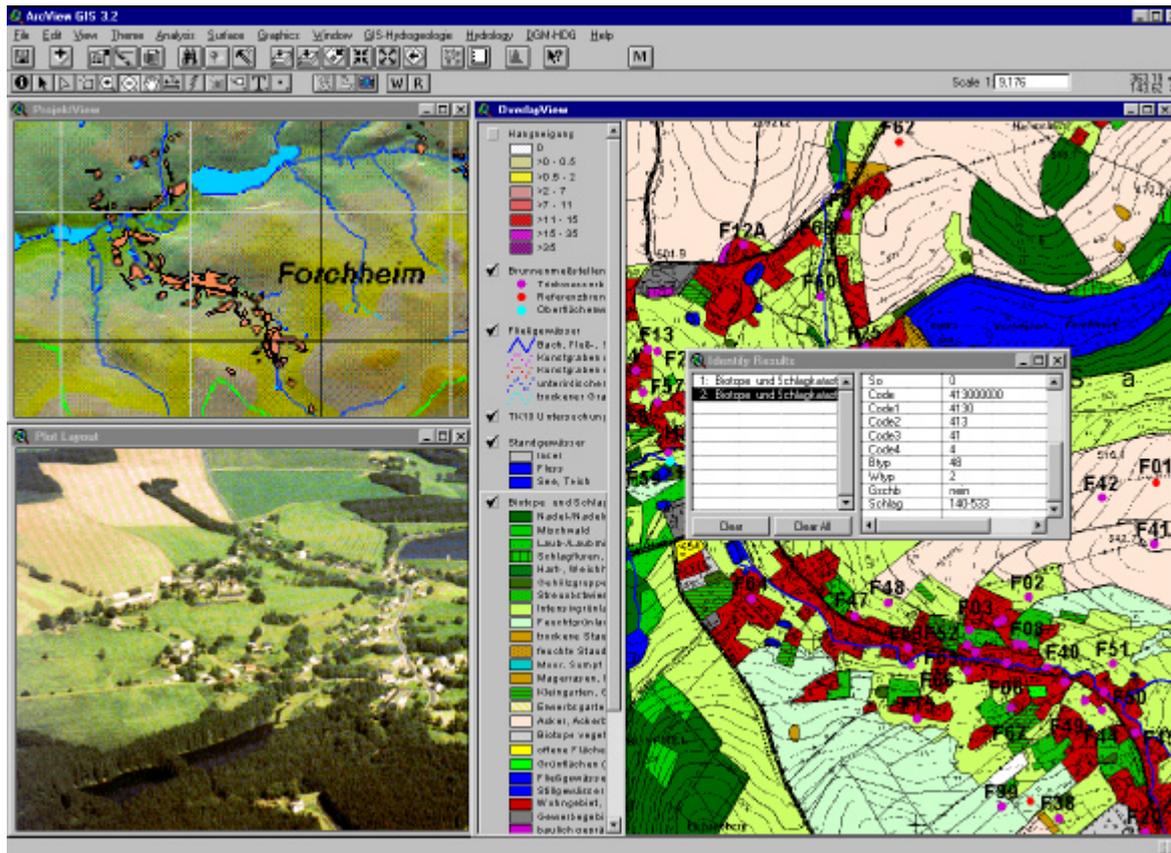


Abb. 2-1: Desktop- Oberfläche des UIS Saldenbachtalsperre – ArcView-Extensionen „GIS Hydrogeologie“ (WIESER, 2000) und „DGMHDG“ (THÜRKOW, 2000a)

Die breite Palette von bei der Projektbearbeitung generierten Dateien wird im UIS in festen Pfadhierarchien gespeichert, die Verwaltung der zugehörigen Metainformationen (z.B. Datenherkunft, Urheber, Qualitätsaussagen) einschließlich Pfadinformationen erfolgt in Datenbanktabellen. Durch diese Vorgehensweise werden beispielsweise Speicherredundanzen, schlechte Dokumentationen und Datenverluste vermieden.

Die hierarchische Speicherung sämtlicher Datentypen ist in Abbildung 2-2 schematisch dargestellt. Jedem Untersuchungsraum, so auch dem Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre, können beliebig viele Projekte zugeordnet werden. Das Projekt Trinkwasserbrunnen ist somit in der Speicherhierarchie dem Untersuchungsgebiet Saldenbachtalsperre untergeordnet. Dem Projekt sind Pfade für die unterschiedlichen Datentypenklassen Raster-, Vektor- und Plotdaten zugehörig. Sie stellen übergeordnete Objektklassen für die verschiedenen Datentypen (Objektunterklassen) dar. Neben den unterschiedlichen ESRI- Formaten (COVER, GRID, TIN, LATTICE oder SHAPE) werden auch andere Geodatenformate (z.B. DXF, geokodierte IMAGES) und Typenklassen zur Präsentation (z.B. Textdokumente, Folien, Fotos und Poster) verwaltet. Den Datentypen wiederum sind einzelne Datenfiles (Objekte) thematisch zugewiesen. Unter dem Datentyp IMAGE sind beispielsweise die rasterbasierten, geokodierten Dateien der topographischen-, Flur- und Schlagkarten sowie der CIR- Luftbilder für das Untersuchungsgebiet gespeichert.

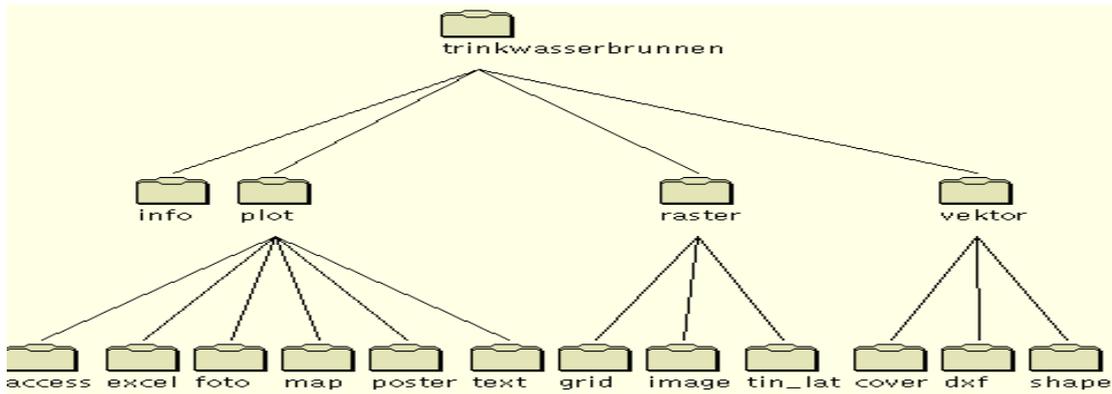


Abb. 2-2: Pfadhierarchie zur Speicherung dateigebundener Saldenbachprojektdaten nach WIESER (2000)

Die Organisation der Speicherhierarchie und die Registrierung sämtlicher Datentypen in der Datenbank erfolgt über ARCVIEW- Eingabemasken (Abb. 2-3), die im Rahmen der generierten ARCVIEW – Extension „GIS Hydrogeologie“ (WIESER, 2000) zur Verfügung stehen. Mit Hilfe dieser Benutzeroberflächen sind Möglichkeiten gegeben, dem Projekt (UIS) Objekte hinzuzufügen oder auch zu entfernen. Die Applikation ermöglicht weiter, unabhängig vom Datentyp beliebige Sichtungen und Überlagerungen geokodierter Datenfiles zur Geologie, Geomorphologie, Pedologie, Hydrologie, Flächennutzung, Topographie usw. vorzunehmen. Zudem ist eine umgehende Präsentation der Geodaten in thematischen Karten, basierend auf sogenannten LAYOUTS, möglich. Weitere Zusatzinformationen (u.a. Fotos, fertige Plots thematischer Karten, Excel- Tabellen oder auch Textdokumente) können ebenso direkt aus der Datenbank abgerufen und am Bildschirm visualisiert werden.

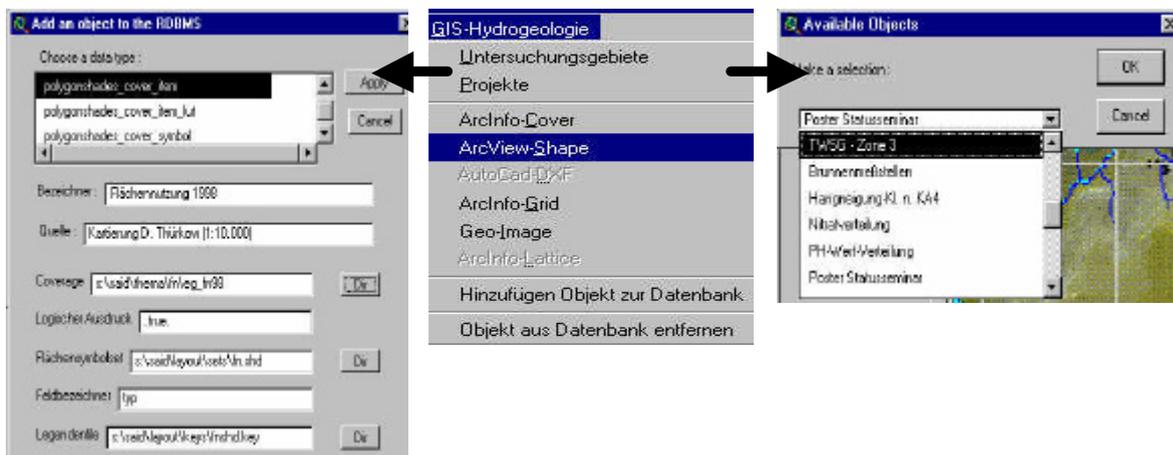


Abb. 2-3: ArcView-Eingabemasken zur Registrierung und Sichtung projektbezogener Daten (WIESER, 2000)

Sämtliche registrierte Geodaten sind über die Benutzeroberfläche auf schnellstem Wege für weitere GIS-basierte Bearbeitungen und Analysen zugänglich (Tab. 2-1). Ausführliche Erläuterungen zu GIS-Analyse-Werkzeugen finden sich z.B. bei LIEBIG (1999), der Dokumentation zu ARC/INFO (1998) und ESRI (1998).

Tab. 2-1: Beispiele für GIS-Techniken zur Geodatenanalyse

Typische GIS-Techniken (wahllos)		
Verschneidungen (CLIP, UNION, ERASE, DISSOLVE, IDENTITY, INTERSECT, SPLIT, UPDATE)	Vektorisierungen, Rasterisierungen; Vektor-Raster-, Rastervektor-konvertierungen	Logische-, Geometrische-, SQL- Abfragen
Generalisierungen	Transformationen	(Geo-)Statistiken
Pufferungen (BUFFERN)	Projektionen	Sachdateneditierungen
Klassifizierungen, Schwellenwertanalysen	Scannen, Geokodierungen	Geometriedateneditierungen, Digitalisierungen
Interpolationen (z.B. INVERSE DISTANCE WEIGHTED, KRIGING, AKIMA)	Mosaikierungen	Nachbarschaftsanalysen
3D-Darstellungen, Sichtbarkeitsanalysen, Themenüberlagerungen (OVERLAYING)	Modellierungen (u.a. Digitale Geländemodellierung)	Erstellen von LAYOUTS (Thematischen Karten) Datenimport-, export

Für den Zugriff auf das Datenarchiv der Geodaten wurden mehrere Applikationen erstellt. Neben der beschriebenen ARCVIEW-Extension „GIS Hydrogeologie“ ermöglicht ein AML-Programm (WIESER, 2000) die Sichtung, Überlagerung und Ausgabe der vorhandenen Geodaten im ARCINFO (Abb. 2-4).

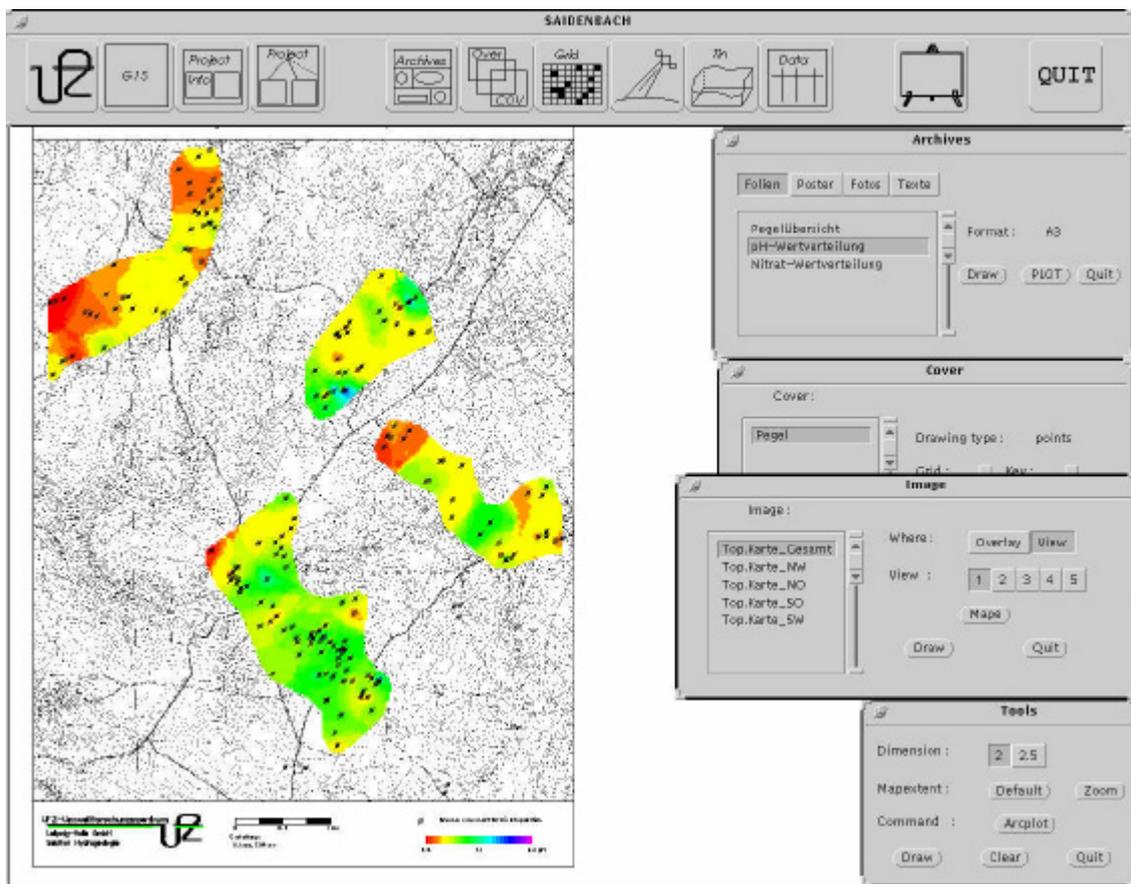


Abb. 2-4: AML-Applikation „GIS Hydrogeologie“ (WIESER, 2000) – Regionalisierung von Punktmessdaten zum pH-Wert durch IDW-Interpolation

Die in RDBMS gespeicherten Metadaten gehören ebenfalls sehr unterschiedlichen Datenkategorien an, deren Verwaltung im UIS durch verschiedene Datenbankapplikationen übernommen wird. Für die Speicherung folgend aufgeführter Metadaten wird an der Sektion Hydrogeologie das ORACLE-basierte Informationssystem „HYGEO“ (1997) benutzt. Die geplante Mehrfachnutzung der im UIS entwickelten Methoden und Modelle machte die zusätzliche Generierung der MICROSOFT ACCESS-Applikation „AMETADAT“ (HERRMANN & THÜRKOW, 2000) zum Metadatenmanagement notwendig (Abb. 2-5), weil Systemkonfigurationen unter Einbeziehung von ORACLE-Datenbanken aus Kostengründen nicht allorts voraussetzen sind. MICROSOFT ACCESS (1997) dagegen sollte für potentielle Nutzer im finanziellen Rahmen liegen bzw. gehört heute zur Standardausstattung eines PC-Arbeitsplatzes. Grundlegende Funktionalitäten zur Verwaltung, Archivierung und Präsentation von Eingangsdaten für „WRAP“ (Abschn. 5.2) können somit im externen Gebrauch des UIS auch durch die eigens erstellte ACCESS-Applikation übernommen werden.

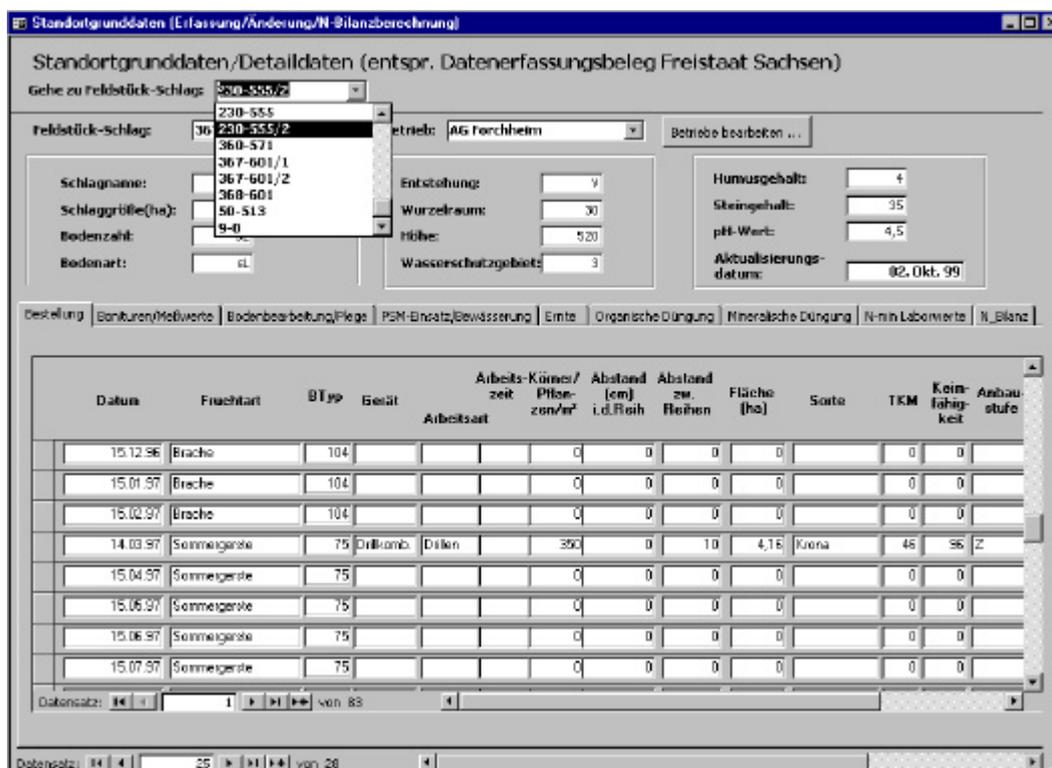


Abb. 2-5: ACCESS-Applikation „AMETADAT“ (HERRMANN & THÜRKOW, 2000) zur Speicherung flächenbezogener Bewirtschaftungsdaten aus der Sächsischen Schlagkarte

Im Informationssystem „HYGEO“ erfolgt die Erfassung und Archivierung der Beprobungsdaten zur Hydrochemie der Hausbrunnenwässer (Abb. 2-6). Neben den eigentlichen Analysenwerten werden wichtige Zusatzinformationen, wie z.B. Analysenmethodik und -fehler, Witterungsbedingungen während der Probenahme oder geodätische Informationen (Lage des Brunnens im Gradnetz, Höhe HN usw.) gespeichert. Der gesamte Ablauf der Probenahmen von der Organisation bis zur Freigabe der Analysenwerte im Labor ist in diesem Informationssystem standardisiert und wird durch entsprechende Benutzerapplikationen gestützt. Die Planung, Registrierung und Archivierung der Daten zur Belastungssituation der Brunnenwässer über

die Datenbank ist somit sehr effektiv. Mit Abschluss der Feldarbeiten im Dezember 2000 waren 12797 Analysen aus 1428 Einzelproben zur hydrochemischen Beschreibung der Brunnenwässer in der Datenbank „HYGEO“ gefasst, die als Eingangsdaten für sich anschließende umfangreiche statistische Auswertungen zur Belastungssituation dienen (u.a. Abschn. 6.3 ff).

Weitere in der Datenbank gespeicherte Metainformationen sind die Eingangsdaten für die Modellierung von wesentlichen Komponenten des Landschaftswasserhaushalts und Stoffeintrags in den Brunneneinzugsgebieten (Abschn. 5.2 ff), zu denen Klimaparameter und Bewirtschaftungsdaten der Agrarbetriebe zählen. Die Bewirtschaftungsdaten sind der Sächsischen Schlagkarte entnommen. Neben der Abbildung der Standortgrunddaten der Ackerschläge (u.a. Schlagname, Schlaggröße, Bodenart, Entstehung, Stein- und Humusgehalt) werden die zeitlichen und räumlichen Gegebenheiten der Ackerbestellung und Bewirtschaftung archiviert (Abb. 2-5). Darüber hinaus sind direkte Ableitungen von zeit- und gebietsbezogenen Salden des N-Haushalts mittels kleiner Programme möglich.

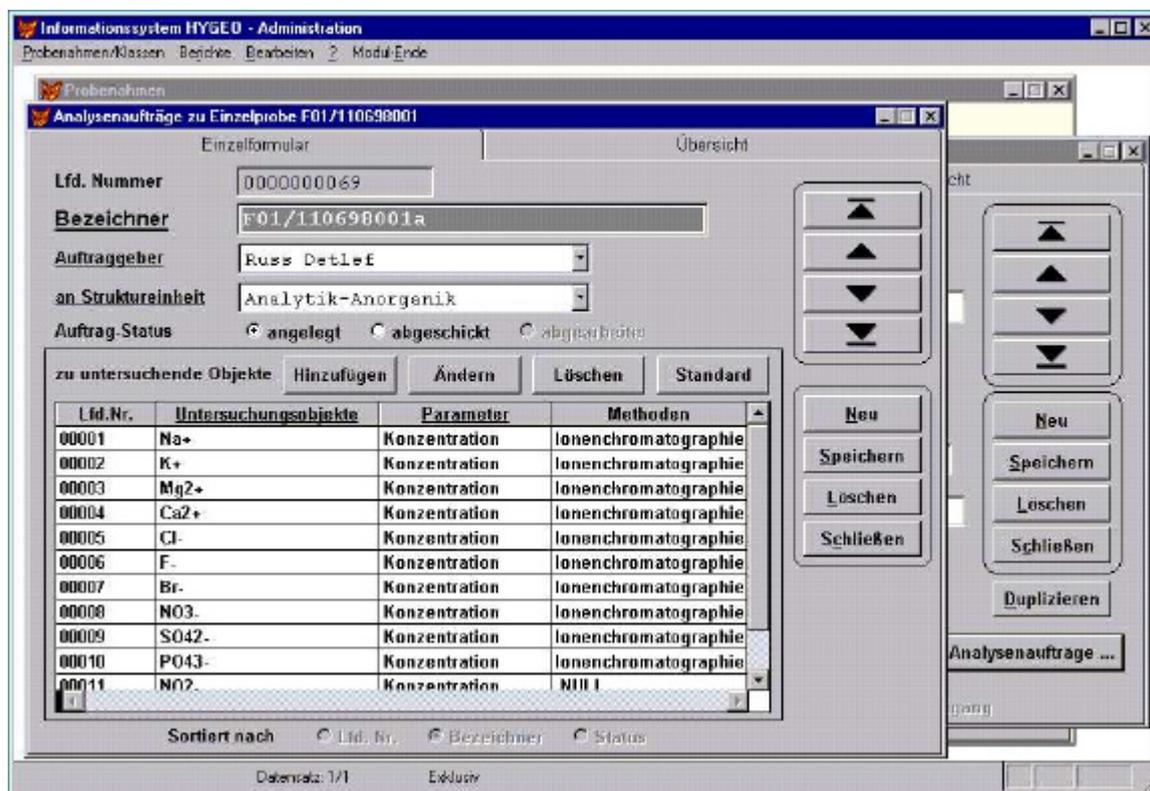


Abb. 2-6: Analyseauftrag in der Datenbank „HYGEO“

Ein Beispiel für eine effektive Datenanalyse und Präsentation ist durch die an der Sektion Hydrogeologie im Einsatz befindliche, mit DELPHI und MAPOBJECTS geschriebene Applikation „GISHDG“ (WIESER, 2000) gegeben. Hier sind Möglichkeiten des schnellen Zugriffs auf die relationale Datenbank „HYGEO“ bei gleichzeitiger Verknüpfung der Analyse- mit den Geodaten realisiert. In Abhängigkeit des vom Benutzer gewählten Kartenausschnittes werden die Probenahmeorte (Brunnen) des definierten Bereiches aus der Datenbank ausgelesen. Alle zugehörigen Beprobungsdaten lassen sich in kürzester Zeit anzeigen oder in dBase-Files exportieren. Einzeln mit Analysen verknüpfte Orte lassen das direkte Zeichnen von Diagram-

men (z.B. Säulen-, Torten-, Zeitreihendiagramme zur Entwicklung beliebig selektierter hydrochemischer Parameter eines Brunnens) in die Hintergrundkarte zu (Abb. 2-7). Neben einer schnellen Sichtung und Herstellung des Raumbezugs der Beprobungsdaten ist durch diese Applikation auch eine schnelle kartographische Aufarbeitung und deren Präsentation in Textdokumenten möglich.

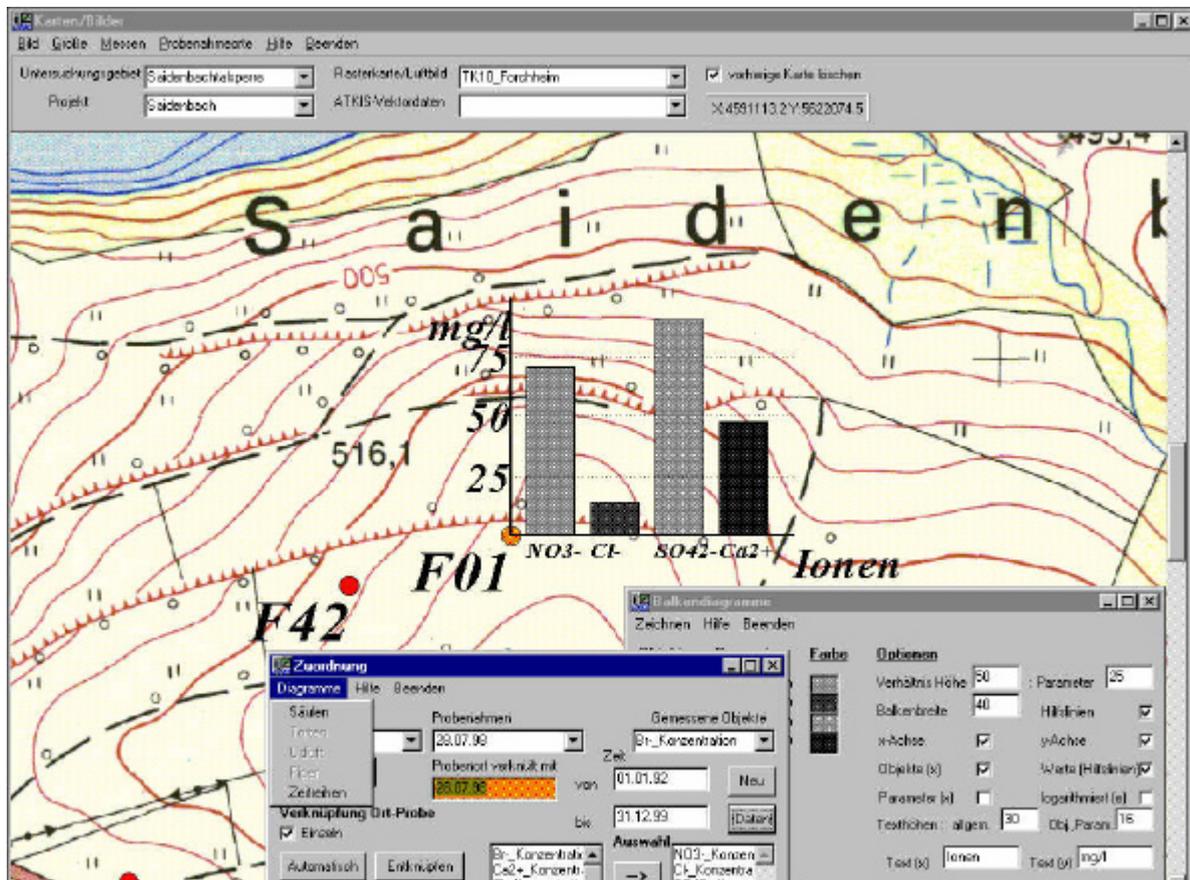


Abb. 2-7: MAP OBJECTS / DELPHI- Applikation „GISHDG“ (Wieser, 2000) für den Datenbankzugriff auf das Informationssystem „HYGEO“

Im Rahmen dieser Arbeit wurden eine ganze Reihe von ARCVIEW (AVENUE) und ARCINFO (AML)-basierten Programmen und Benutzeroberflächen generiert, die auf der vorhandenen Konfiguration der Sektion Hydrogeologie aufsetzen und zu einer effektiveren Auswertung der Belastungssituationen in den Hausbrunnen beitragen. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Erstellung von GIS-Applikationen zur effizienten Erarbeitung von Untersuchungsergebnissen morphologischer Standortfaktoren („DGMHDG“ - THÜRKOW, 2000a) und der einzugsgebietspezifischen Abbildung des Wasser- und Stoffhaushalts („WRAP“ - THÜRKOW, 2000b). Diese Programme dienen der detaillierten Bewertung des Landschaftshaushalts in Bezug auf die Brunnenwasserqualität und werden umfangreich in den Kapiteln 5.1 und 5.2 vorgestellt.

Das UIS eignet sich sehr gut als Schnittstelle zu deterministischen Modellen. Die Eingangsparameter für diese Modelle lassen sich ebenso effizient im UIS archivieren und bewerten wie die mit ihrer Hilfe generierten Untersuchungsergebnisse. Als Beispiele sollen hier die Modelle „MINERVA“ (BEBLIK, KERSEBAUM & RICHTER, 1997) und „CANDY“ (FRANKO,

ÖLSCHLÄGEL & SCHENK, 1997) zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone bzw. „EROSION3D“ (WERNER, MICHAEL & SCHMIDT, 1993) zur Simulation von Erosionsereignissen genannt sein. Für „MINERVA“ und „EROSION3D“ erfolgten im Untersuchungsraum umfangreiche Modellkalibrierungen durch die Autoren. Durch die Anwendung dieser Modelle können die Untersuchungsergebnisse aus dem UIS gezielt erweitert werden.

Fazit: In der Abbildung 2-8 ist die eben erläuterte Gesamtkonzeption des UIS Saidenbachtalsperre schematisch dargestellt. Neben der Komplexität des generierten UIS wird hier auch die Schwierigkeit angedeutet, standardisierte und entwickelte GIS-Techniken zielgerichtet und sinnvoll anzuwenden. Andererseits geht jedoch auch hervor, dass durch die Nutzung der aufgeführten Konfiguration eine projektbezogene Arbeit wesentlich vereinfacht wird und zur effektiven Erstellung von Untersuchungsergebnissen beiträgt. In kürzester Zeit können durch die komplexe Auswertung der Standortfaktoren in den Brunneneinzugsgebieten Gefährdungsabschätzungen und Konfliktpotentiale für die Brunnenwässer abgeleitet und in Form von Thematischen Karten, Tabellen, Diagrammen und Textdateien am Bildschirm und im Plot ausgegeben werden. Folglich sind die GIS-gestützten Analysen im UIS wesentliche Grundlage für eine verbesserte, qualitätsorientierte Grundwasserbewirtschaftung im Brunnenanstrom.

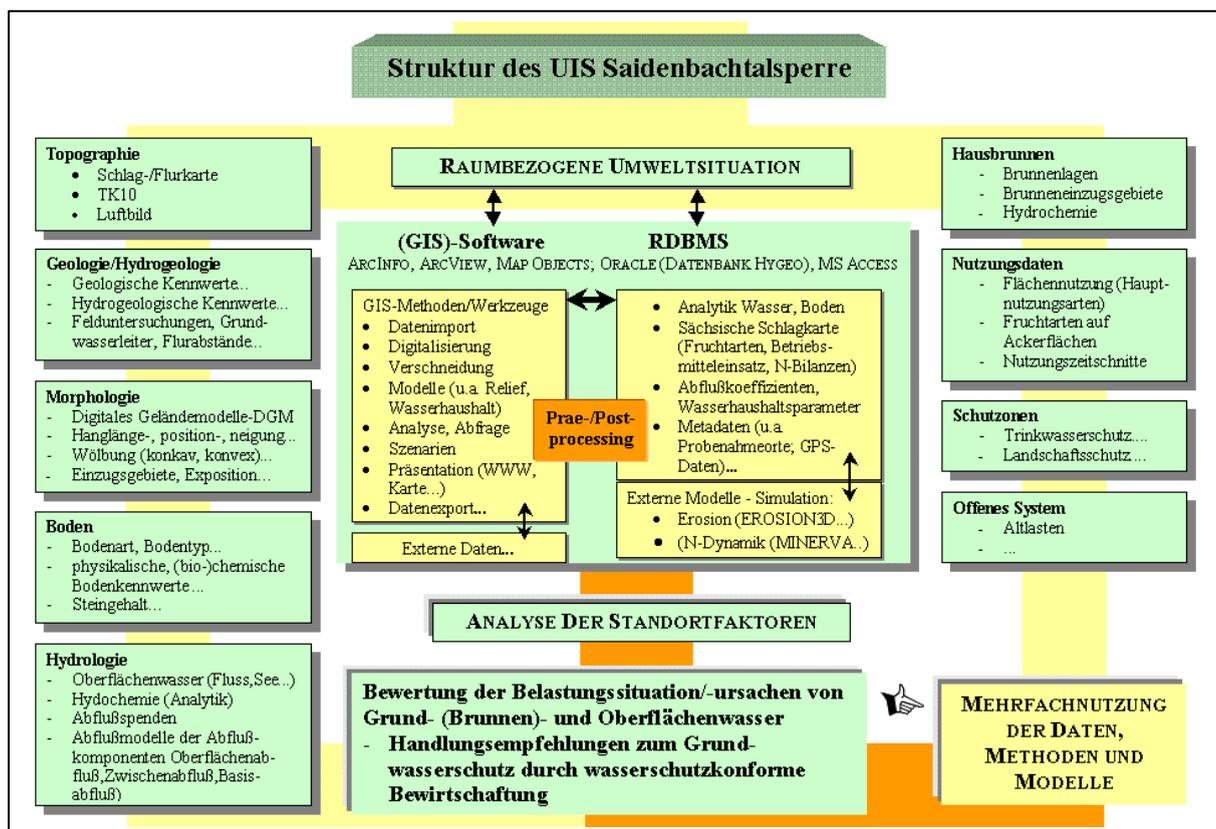


Abb. 2-8: Schema zur Strukturierung des UIS Saidenbachtalsperre

2.2 UIS- Datengrundlage und Datenqualität

Mit Hilfe von GIS-Applikationen erstellte, ungenügend kommentierte Analysen und Präsentationen von Geodaten erwecken häufig den Eindruck des verwendeten „perfekten Systems“. Dagegen birgt die Erfassung, Eingabe, Verwaltung, Analyse und Ausgabe der Daten mittels GIS neben den genannten Vorteilen (Abschn. 2.1) auch eine Vielzahl von potentiellen Fehlermöglichkeiten in sich (LIEBIG, 1999), die einer kritischen Auseinandersetzung bedürfen.

Die Datendichte und das enthaltene Fehlerpotential der UIS-Eingangsdaten bestimmen die Qualität der Untersuchungsergebnisse. Im Einzelnen sollen in diesem Kapitel die wesentlichen Daten- und Fehlerquellen im Rahmen der GIS-basierten Untersuchungen erläutert werden.

Der Erfassung der Ausprägung von Raum- und Sachinformationen im UIS liegen unterschiedliche Datenquellen verschiedenen Alters und Maßstabs zu Grunde (Abb. 2-8; Tab. 2-2). Analysen zur Qualität dieser Daten sind teilweise nicht oder nur begrenzt möglich, da der konkrete Weg zur Abbildung ihrer enthaltenen raumbezogenen Informationen z.B. in einer analogen Karte kaum noch nachvollziehbar ist. Die Datenqualität für einen geraumen Teil der UIS-Eingangsdaten bleibt demzufolge weitestgehend unklar und das gegebene Fehlerpotential muss in den meisten Fällen ungeprüft übernommen werden.

Zu dieser Kategorie von Daten gehören z.B. die im UIS als topographische Basisdaten fungierenden, 1993 neu aufgelegten, topographischen Karten (6 Kartenblätter, Maßstab 1:10.000).

- Lengefeld – 5245-SW
- Forchheim – 5245-SO
- Dörnthal – 5246-SW
- Borstendorf – 5245-NW
- Großhartmannsdorf – 5245-NO
- Zethau – 5246-NW

Nach dem Einscannen, Geokodieren und Mosaikieren bildeten sie die Grundlage für die Generierung verschiedener Informationsebenen im UIS (Tab. 2-2). Zudem werden die TK10, verknüpft mit beliebigen Themenlayern, als Hintergrundinformationen in Arbeitskarten, bei der Bildschirmarbeit sowie bei der Kartenausgabe und Präsentation benutzt und dienen dem Anwender zur Analyse räumlicher Zusammenhänge bzw. zur Orientierung im Untersuchungsraum. Auf Grundlage der mosaikierten TK10 wird jegliche Geoinformation im UIS blattschnittfrei verwaltet.

Auf die Nutzung von Informationen aus dem Digitalen Landschaftsmodell (DLM) des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) des Landesvermessungsamtes Sachsen wurde weitestgehend verzichtet, weil erhebliche Fehler, insbesondere in der Attributierung der Geometriedaten, festgestellt wurden.

Die Qualität der Daten ist erheblich von der Genauigkeit bei ihrer Erfassung abhängig. Beim Digitalisieren entstehen die meisten Fehler, da hier der menschliche Einfluss am größten ist

(LIEBIG, 1999). Die Generierung der Rauminformationen zur Geologie, Geomorphologie, Hydrologie, Hydrogeologie, Flächennutzung (teilweise) und zur Lage der Brunnen basiert auf eigenen Digitalisierungen. Bodendaten, Daten zu Altlastverdachtsflächen sowie Schutzgebieten des Trinkwasser- und Naturschutzes waren für das Untersuchungsgebiet digital als zu meist unaufbereitete Rohdaten erhältlich (Tab. 2-2). Genannte selbst digitalisierte UIS-Eingangsdaten unterlagen umfangreichen Fehleranalysen- und Korrekturen und gingen somit fehlerreduziert in das GIS ein. Wie aber ist die Qualität der Geometrien und Attribute der „fremddigitalisierten“ Daten zu bewerten? Diese Frage konnte oftmals nicht oder nur ungenügend beantwortet werden.

Verschiedene Generierungsmaßstäbe der Thematischen Karten sind ebenso problematisch, da die unterschiedliche Ausprägung von Genauigkeit, Datendichte und Generalisierungsgrad der Kartenobjekte beim OVERLAYING oder beim Verschneiden zu geometrischen und inhaltlichen Fehlern führt. Beispiele sind Überlappungen (Mehrfachbelegungen) oder auch „Löcher“ (Flächen ohne Informationsgehalt) in der ausgegebenen Geoinformation (Abb. 2-9).

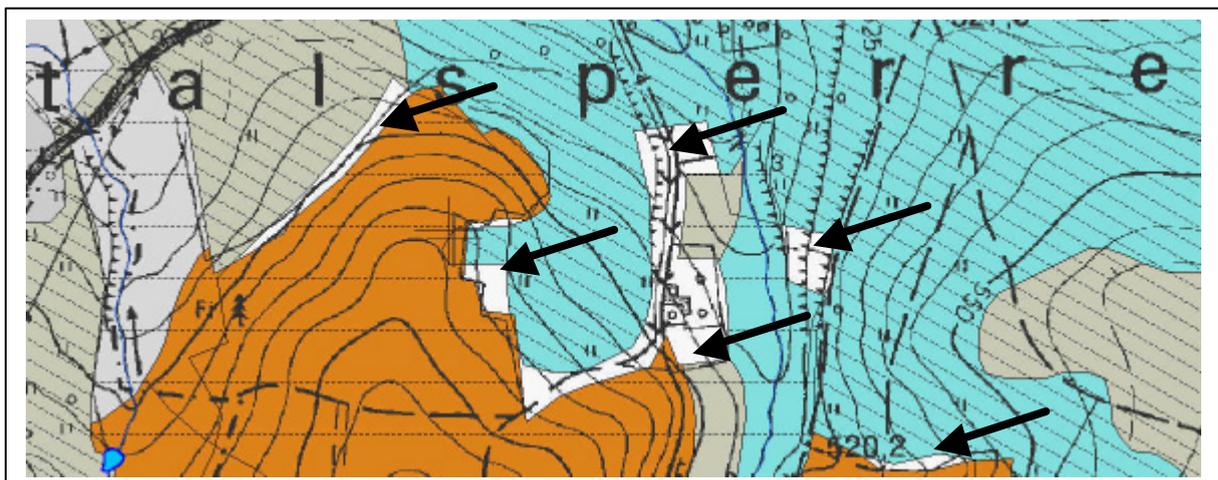


Abb. 2-9: Fehlerhafte Darstellung von Bodeninformationen auf Grund unterschiedlicher Maßstabsebenen der Eingangsdaten MMK und FSK

Die räumliche Ausprägung von Bodeneigenschaften (Bodenkennwerten), Nutzungstypen und Bewirtschaftungsweisen, Reliefparametern und geologischen Verhältnissen wirkt in Abhängigkeit von der klimatischen Situation in ihrer Gesamtheit entscheidend auf die Belastungssituation der Brunnenwässer. Deshalb soll der Eingang dieser Datenebenen in das UIS im Folgenden etwas umfangreicher erläutert werden.

Die digital übernommenen **Bodendaten** der Landesämter stellen für die Blattschnittbereiche des Untersuchungsraums in Hinsicht auf die räumliche Verteilung der Bodenarten, Bodenhorizonte und Zuweisung von Attributen weitestgehend ungeprüfte Rohdaten dar und verdeutlichen die dargelegten Probleme sehr anschaulich. Unterschiedliche Codierungen und Maßstäbe der verwendeten Bodendatenebenen (FSK und MMK) erschwerten die Verschneidung zu einem flächendeckenden Themenlayer Boden. Da Bodeninformationen für die Bereiche der

Brunnendörfer gänzlich fehlten, wurden diese über Inverse Distance Weighted (IDW-) Interpolationen aus den vorhandenen Bodendaten hergeleitet (Karte UIS-1). Folgernd basieren Teilbereiche der in die Wasserhaushaltsmodellierungen eingehenden Bodenparameter auf interpolierten Ausprägungen der Bodenarten und sind somit potentiell fehlerhaft. Eine Verbesserung der Datenbasis durch aufwendige Bodenuntersuchungen und Kartierungen in den Referenzbrunneneinzugsgebieten war notwendig, um hier Modell- und Parameterfehler bei der Modellierung des Bodenwasserhaushalts (Grundwasserneubildung) einzuschränken und die Repräsentanz der Untersuchungsergebnisse zu verbessern.

Tabelle 2-2: Datenquellen und Qualität wesentlicher UIS-Eingangsdaten

Informationsebene / Auflage, Jahr	Maßstab	Informationsgehalt	Quellen ^Q	
			Daten	Digitale- lisie- rung
Naturräumliche Ausstattung				
Geologische Spezialkarte (1931) Blatt Sayda, Blatt Lengefeld	1:25.000	Verbreitung der geologischen Gesteinskomplexe, Störungen	C	E
Digitales Geländemodell (DGM), DGM-Ableitungen extrahiert aus den TK10 (1993)	1:10.000	Ausprägung des Reliefs - u.a. Höhenschichtung, Exposition, Hangneigung, Schummerung, Wölbung, Hanglänge, Fließrichtung, Fließakkumulation, Abflussbahnen, Abflussordnung	C	E
Hydrogeologische Grundkarte (1983) HK50 1308-3/4	1:50.000	Verbreitung und Charakteristik hydrogeologischer Gesteinskomplexe; Parameter der Grundwasserführung; Störungen, Quellen, Schüttungsmengen	C	E
Hydrogeologische Kennwerte (1983) HKK50 1308-3/4	1:50.000	Verbreitung und Parameter der Grundwasserführung hydrogeologischer Gesteinskomplexe	C	E
Grundwassergefährdung 1308-3/4	1:50.000	Geschütztheitsgrad des Grundwassers	C	E
Gewässernetz extrahiert aus den TK10 (1993)	1:10.000	Fluss, Teich, See, Stausee, Bach, Kunstgraben (unter- und oberirdisch), unterirdischer Bach, trockener Graben/periodischer Bach	C	E
Forstwirtschaftliche Standortkartierung (FSK); Bearbeitungsstand 1998	1:10.000	Bodenarten, Bodentypen, Substrattypen, Bodenkennwerte usw.	B	B E
Mittelmaßstäbige Standortkartierung (MMK 25, Blatt 5245, Blatt 5246); Bearbeitungsstand 1998	1:25.000	Bodenarten, Bodentypen, Substrattypen, Bodenkennwerte usw.	A	A E
Nutzungszeitschnitte				
CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen (1993)	1:10.000	Biotypen nach Kartiereinheitenschlüssel Sachsen	A	Ä E
ATKIS-DLM 25/1 (1993)	1:25.000	Siedlung, Verkehr, bodenwirtschaftliche Nutzung, Gewässer, administrative Grenzen	C	C

^Q Quellen: [A]-Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; [B]-Sächsische Landesanstalt für Forsten Graupa; [C]-Landesvermessungsamt Sachsen; [D]-Landratsamt Mittlerer Erzgebirgskreis; [E]-eigene Datenerfassung, Bearbeitung von vorliegender Rohdaten; [F]- Sächsische Schlagkarte im Rahmen der SächSchAVO – Programm Umweltgerechte Landwirtschaft (UL) - Agrargenossenschaften Forchheim, Dörnthal-Haselbach; [G]-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie; [H]-Diplomarbeit von SAUERMAN (1995) [I]-Talsperrenverwaltung Saldenbachtasperre der Landestalsperrenverwaltung Sachsen; [J]-Versuchsstation der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Forchheim; [K]-TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie; [L]-Ökologisches Laboratorium Neunzehnhain der TU Dresden

Fortsetzung Tab. 2-2				
Nutzungszeitschnitt 1994	1:10.000	Hauptnutzungstypen	H, C	E
Nutzungszeitschnitt 1998	1:10.000	Hauptnutzungstypen	E, C	E
01/1993-12/2000 in monatlicher Auflösung - CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung Sachsen; Sächsische Schlagkarte	1:10.000	Biototypen (1993) ergänzt durch erntejahrspezifische Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlich genutzten Flächen für Referenzbrunneneinzugsgebiete	A E F	A E
Eingangsdaten zur hydrologischen Prozessmodellierung				
Klimadaten Reifland Zeitreihe 1975 bis 1999	1:10.000	Niederschlag, Temperatur, Luftdruck, Luftfeuchte, Bodentemperatur, Schneehöhe usw. (stündlich, täglich)	I	I, E
Klimadaten Forchheim Zeitreihe 1996 bis 2000	1:10.000	Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung, Sonnenscheindauer usw. (stündlich, täglich – 1996 bis 2000)	J	J, E
Abflussdaten Vorfluter 1996 bis 2000	1:10.000	Gesamtabflussmengen und Wasserqualität in Vorflutern des Untersuchungsraums (täglich; monatlich, jährlich)	I, L	I, L, E
Klimadaten Messstationen Dörnthal, Eppendorf, Forchheim, Großhartmannsdorf, Grünhainichen, Mittelsaida, Olbernhau, Pockau, Reifland, Sayda, Zöblitz (Zeitreihe 1983 bis 1992)	1:10.000	Sommerhalbjahresmessungen Niederschlag (stündlich)	K	K E
Brunnenwasserqualität				
Hydrochemische Daten; Brunnendaten (1996-2000)	1:10.000	Milieuparameter, Anorganik, Spurenelemente, Organik, Isotope, Brunnenlage, Brunnentiefe, Betreiber, Brunnenausbau, Schadstoffquellen im Anstrom usw.	G E	G E
Schutzgebiete				
Schutzgebietsdaten (1998)	1:10.000	Flächen Naturschutz, TWSG 1-3	D	D, E
Altlasten				
Altlastverdachtsflächen (1998)	1:10.000	Räumliche Ausprägung und Art der Altlastverdachtsfläche	D	D E

Insgesamt stellen die Bodendaten durch die genannten potentiell relativ hohen Fehlerquoten die größte „Schwachstelle“ im Gesamtsystem dar, weil Bodenkennwerte neben Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten den Wasser- und Stickstoffhaushalt primär determinieren. Eine deutliche Verbesserung der Datenbasis, wie sie kleinräumig für die Referenzbrunneneinzugsgebiete vorgenommen wurde, kann großflächig nur von amtlicher Seite oder im Rahmen von weiteren Forschungsprojekten erfolgen.

Zur Generierung zeitlich detaillierter Abbildungen der **Flächennutzung** in Nutzungszeitschnitten bedurfte es ebenso verschiedener Basisdaten, die gleichermaßen unterschiedliche Datenqualitäten aufwiesen (Tab. 2-2). Zunächst erfolgte eine Erfassung der Geometrien der Hauptnutzungsarten (Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald, Mischwald, Bebauung, Grün-

flächen, Verkehr, Oberflächengewässer) mittels Digitalisierung der TK10, ergänzt durch Nutzungskartierungen (SAUERMAN, 1995 sowie eigene) und Luftbilddauswertungen.

Eine Berücksichtigung der spezifischen Ackerflächenbewirtschaftungen und Anbaukulturen einschließlich Grün- und Schwarzbrache in den Nutzungszeitschnitten war zwingend. Landwirtschaftliche Nutzflächen stellen etwa 68 % der Gesamtfläche des Untersuchungsraums (Abschn. 3.8). Die Hausbrunneneinzugsgebiete befinden sich zu etwa einem Drittel unter Ackerflächen. Unterschiedliche Formen der Ackerbewirtschaftung (u.a. Fruchtarten, Bodenbearbeitung, Betriebsmitteleinsatz) steuern maßgebend Gebietswasserhaushaltsgrößen und Prozesse der Nährstoffauswaschung.

Deshalb erfolgte eine Erfassung der im Rahmen des Förderprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ (UL) nach der SächSchAVO (Abschn. 3.9) vorliegenden schlagbezogenen Daten zur Ackerbewirtschaftung bei den Agrargenossenschaften des Untersuchungsraums und deren Speicherung in den RDBMS (Abschn. 2.1). Über die Schlagnummern der Ackerflächen werden die zugehörigen Bewirtschaftungsdaten aus der Datenbank (Abb. 2-8) ausgelesen. Die Erzeugung von Nutzungszeitschnitten im GIS kann folglich für die Jahre 1993 – 2000 dynamisch und in monatlicher Auflösung erfolgen. Da die CIR- Biototypen- und Nutzungsklassifizierung Sachsens hinsichtlich Genauigkeit und Datenumfang zu guten Ergebnissen führt, dient sie als Datenbasis für die Integration der zeitschnittbezogenen Daten landwirtschaftlicher Nutzung (Karte UIS-2). Die Generalisierung der nach Kartiereinheitenschlüssel Sachsen detailliert erfassten Biototypen zu in Tabelle 3-2 zusammengefassten Nutzungstypen übernahm ein kleines AML- Programm.

Die Erstellung des DGM und die Ableitung morphologischer und hydrologischer **Reliefparameter** sowie Aussagen zu deren Datenqualität sind umfangreich im Kapitel 5.1 beschrieben.

Für die **Geologie** fungiert die Geologische Spezialkarte (REINISCH, 1931) als Datenbasis. Die digitale Einarbeitung neuerer Arbeiten zur Geologie des erweiterten Untersuchungsgebiets (KEMNITZ, 1988) scheiterte an der großen Verzerrung der verfügbaren Digitalisiervorlage, war aber für die Fragestellungen der vorliegenden Arbeit auch nicht zwingend notwendig. Der geologische Untergrund des Talsperreneinzugsgebiets wird überwiegend von basenarmen Gesteinen mit geringen Säurepufferkapazitäten gebildet, die eine weitgehend gleiche Beeinflussung der Hydrochemie der Brunnenwässer zur Folge haben (Abschn. 6.3.4).

Generell mussten auf Grund der unterschiedlichen Datenqualität der UIS- Eingangsdaten zeitaufwendige Anpassungen an Geometrien und Inhalten einzelner Kartenblätter bzw. an durch Verschneidung unterschiedlicher Themenlayer entstandenen Geodaten erfolgen. Dabei durchgeführte Editierungen und Plausibilitätstests obliegen in vielen Fällen dem Interpretationsspielraum des Bearbeiters bzw. der verwendeten Methode.

Die zur Auswertung und Analyse der Geodaten verwendeten GIS-Techniken (Tab. 2-1) können weitere, umfangreiche Fehlerquellen nach sich ziehen. Entscheidend für eine effektive

Fehlerreduzierung ist die richtige Wahl der GIS-Funktion beziehungsweise bestmögliche Parameterisierung der Randbedingungen innerhalb der verwendeten Methode. Stellvertretend für zahlreich durchgeführte Anwendungen im GIS folgend ein Beispiel:

Für die Abbildung des Wasserhaushalts in den Brunneneinzugsgebieten (Abschn. 5.2) wurden Sommerhalbjahresmessungen von Niederschlag und Niederschlagsintensität in stündlicher Auflösung von 12 Messstationen berücksichtigt (Tab. 2-2). Die räumliche Lage der Wetterstationen wurde im UIS durch Digitalisierung der in die TK10 eingetragenen Standorte erfasst. Um Aufschlüsse über das Niederschlagsgeschehen in den Brunneneinzugsgebieten zu erhalten, mussten die Punktmessdaten regionalisiert werden. Da sich zunächst angewendete GIS-Techniken (IDW- bzw. Kriginginterpolationsalgorithmen) trotz der Erprobung unterschiedlicher Randbedingungen (z.B. Barrieren, Interpolationsradius, Mindestanzahl zu berücksichtigender Stationen usw.) aufgrund der zu geringen Messpunktdichte als wenig geeignet herausstellten, wurde die Regionalisierung letztlich durch das klassische Verfahren der THIESSEN- Polygonmethode durchgeführt. Die generierten THIESSENPOLYGONE spiegeln die Niederschlagsverteilung im Untersuchungsraum zwar stark generalisiert wider, führen jedoch bei der verfügbaren Datenbasis noch zu den besten Ergebnissen.

Die hydrochemischen Daten wurden gleichermaßen umfangreich auf ihre Qualität geprüft und unterlagen umfassenden Fehleranalysen und Plausibilitätstests.

Die Strukturierung der Datenbank „HYGEO“ erzwingt einen Ablauf der Probenahmen, der von vornherein zu einer Fehlerreduzierung der Beprobungsdaten führt. Jede Probenahme wurde in allen Einzelheiten über das Informationssystem geplant und vorbereitet. Im Feld wurden die gemessenen Milieuparameter (Abschn. 6.3.1) in über das System vorgefertigte Probenahmeprotokolle eingetragen und anschließend in die Datenbank überführt. Eventuell aufgetretene Übertragungsfehler unterlagen durch mehrfache Überprüfungen umfassenden Korrekturen. Die Messung der übrigen Parameter erfolgte in den zuständigen Laboratorien der Sektion Hydrogeologie (Anorganik, Spurenelemente, Organik, Isotope). Die vom Probennehmer in der Datenbank in Auftrag gegebenen Analysenaufträge wurden durch die Laboranten direkt mit den gemessenen Werten gefüllt, mit Anmerkungen zu ihrer Plausibilität versehen und erst dann durch den jeweiligen Laborleiter für eine weitere Bearbeitung im UIS freigegeben. Außerdem erfolgte eine Speicherung, Verwaltung und Prüfung sämtlicher Datensätze im MICROSOFT EXCEL, da das Informationssystem „HYGEO“ zum Beginn der Projektlaufzeit noch nicht vorhanden bzw. später in der Erprobungsphase war. Plausibilitätstests in Form von Ionenbilanzen nach den Empfehlungen der DVWK (1992) sowie Leitfähigkeitsberechnungen nach MAIER & GROHMANN (1977) sowie ROSSUM (1975) führten zur Beurteilung der Datenbasis. Auf die Datenqualität der hydrochemischen Messdaten der Brunnen wird in Abschn. 6.3.2 weiter eingegangen.

Auch die hydrochemischen Daten unterlagen benannten Fehlerpotentialen bei der räumlichen Analyse und Darstellung im GIS. Beispiele sind in der Regionalisierung der Brunnenmessdaten (mediangemittelte pH- und Nitratwerte) durch IDW- Interpolationsalgorithmen gegeben (Abb. 2-4, Karte UIS-10). Die flächenhafte Darstellung der pH- und Nitratbelastungssituation in Bereichen des Untersuchungsgebietes mit ausreichender Brunnendichte basiert auf der ex-

perimentell gefundenen, vermeintlich besten Definition verschiedener Randbedingungen innerhalb der verwendeten Methode.

Zur Qualität der digital übernommenen Klimarohdaten (Tab. 2-2) von verschiedenen Messstationen sind über allgemein angenommene Messfehler hinaus (Abschn. 5.2.2.1) keine Einschränkungen bekannt.

Auf die Datenausgabe zurückzuführende Fehler sind bei dem technologischen Stand der verwendeten Ausgabegeräte so minimal, dass sie vernachlässigt werden können.

Fazit: Eine Quantifizierung der die Datenqualität beeinflussenden Fehler ist sehr schwierig. Die Eingangsdaten sollten, so weit möglich, umfangreichen Fehleranalysen, Plausibilitätstests und Korrekturen unterliegen. Das Kosten–Nutzen–Verhältnis muss dabei jedoch gewahrt bleiben. Große Datendichten verbessern zumeist die Datenqualität, sind jedoch auch mit erhöhten finanziellen und zeitlichen Aufwendungen verbunden. Der Anwender steht in der Verantwortung, die zur Verfügung stehenden GIS-Techniken und Statistikprogramme sinnvoll zur Analyse und Auswertung der UIS-Daten zu nutzen und auf eventuelle Mängel aufmerksam zu machen.

3. Untersuchungsgebiet

3.1 Lage und Administration



Abb. 3-1: Lage des Untersuchungsraums

Das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre befindet sich im Mittleren Erzgebirge, etwa 25 km südlich der Bergstadt Freiberg, 30 km östlich von Chemnitz und 40 km südwestlich von Dresden. Die Talsperre ist Bestandteil des Sächsischen Talsperrenverbundes und dient der Trinkwasserversorgung des Erzgebirgsvorlandes, insbesondere von Chemnitz. Das Einzugsgebiet weist eine Ausdehnung von 60,69 km² auf. In den im Einzugsgebiet befindlichen „Brunnendörfern“ Forchheim, Niedersaida, Lippersdorf und Dörnthal-Haselbach lebten 1991 insgesamt 3258 Einwohner. Unter Berücksichtigung des jährlichen Bevölkerungsrückgangs um etwa 1% liegt die Einwohnerzahl heute etwa bei 3000 (EURES/LBB, 1994). Die Dörfer sind dem Mittleren Erzgebirgskreis im Regierungsbezirk Chemnitz zugehörig, dessen Kreisstadt Marienberg ist.

3.2 Klima

Der Untersuchungsraum unterliegt einem typischen Mittelgebirgsklima. Er ist dem Klimagebiet „Stau- bzw. Leebereich des Erzgebirgsvorlandes“ zuzuordnen (RICHTER, 1984).

Die durchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt 923 mm, die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 6,8°C (Zeitreihe 1975-1999, Messstation Reifland, Talsperrenverwaltung der Saldenbachtalsperre). Detaillierte Erläuterungen zu Klima und Witterung im Untersuchungsraum erfolgen im Kapitel 5.2.

3.3 Geologie

Das Erzgebirge als Teil der fichtelgebirgisch-erzgebirgischen Antiklinalstruktur wird im Nordosten von der Elbtalzone, im Nordwesten durch die Erzgebirgssenke, im Südwesten durch das vogtländische Schiefergebirge und im Südosten durch den Egergraben begrenzt.

Die Pultscholle des Erzgebirges weist eine Breite von 30 bis 40 km und eine Länge von etwa 120 km auf. Die Geländeoberfläche fällt von Süden (Erzgebirgskamm) mit Höhen über 700 m bis max. 1214 m NN (Fichtelberg) nach Norden (Erzgebirgs-Nordrandzone) mit Höhen von etwa 300 m NN ab (JORDAN & WEDER, 1995).

Im Zentrum des Erzgebirges ausstreichende Gesteine sind die hochmetamorphen Graugneise der Freiburger Antiklinalstruktur. Als Ausgangsgestein dieses ältesten Gesteins des Erzgebirges werden Sedimente des Präkambriums vermutet. Die Umhüllung des Gneises stellen Glimmerschiefer (Auersberg - Andalusitglimmerschiefer) und Phyllite dar. Sie sind Umwandlungsprodukte paläozoischer Sand- und Tonsteine. Im Osterzgebirge stehen örtlich auch Rotgneise (Metagranite) an. Eine Besonderheit verkörpern die Eklogite und Serpentine im Raum Zöblitz. In die Gneise und Glimmerschiefer sind Lager hochkristalliner Marmore (Hammerunterwiesental, Lengefeld) eingelagert. Darüber hinaus werden aber auch Granite (Eibenstock; Kirchberg) und Rhyolithe (Frauenstein) karbonischen Alters angetroffen. Die Basaltergüsse des Pöhl- und Scheibengraben sowie des Geisings und des Bärensteins sind dagegen tertiären Alters.

Während der varistischen Gebirgsbildung erfolgte die tektonische und morphologische Deformation des Erzgebirgsgebietes, Sättel und Mulden wurden angelegt. Dabei erfolgte eine Versenkung des bereits verfestigten Ausgangsgesteins (Grauwacken, Quarzite, Phyllite, Rhyolithe, Granite) in die Tiefe und eine erneute thermische Deformation bis zur Gneis-Glimmerschiefer-Stufe. Serpentine und Eklogite sind während der varistischen Faltung aus dem oberen Erdmantel tektonisch nach oben gepresst worden. Der Aufstieg des Materials erfolgte dabei über die NW-SE streichende Flöha-Tiefenbruchzone (HENNIGSEN & KATZUNG, 1992).

Zwischen Perm und Kreide erfolgte die völlige Einebnung des varistischen Gebirges. Im Verlaufe dieses Abtragungsprozesses wurden u.a. auch die seltenen Serpentinlager angeschnitten (WAGENBRETH & STEINER, 1990).

In der alpidischen Faltungsphase zerblockte der mitteldeutsche Raum auf Grund starker tektonischer Spannungen tiefgründig. In Folge kam es im Übergangsbereich Mittel- zum Jungtertiär zu einer Anhebung des Paläoerzgebirges als Pultscholle. Dabei wurde das Entwässerungsnetz in nördliche Richtung vorgeprägt. Im Quartär erfolgte die endgültige Festlegung der Fließwege für die Bäche und Flüsse durch Tiefenerosionsvorgänge. Das heutige Landschaftsbild der Pultscholle ist gekennzeichnet durch einen steil abfallenden Südrand mit kurzen, stark eingetieften Tälern, erosiv stark zerschnittenen Hochflächen und einem flach abfallenden Nordrand mit langen, mäßig eingetieften Sohlen- und Wannentälern (KUGLER & NEUMEISTER, 1971).

Das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre gehört zur Saydaer Gneisstruktur, welche sich vom östlichen Rand des mittleren Erzgebirges über die Flöha-Zone bis in den westlichen Teil des Freiberg-Fürstenwalder Blocks der Erzgebirgischen Antiklinalzone erstreckt (vgl. BRAUSE, 1990). Im Süden und Südwesten schließt sich die Reitzenhain-Katharinaberger Orthogneisstruktur an (KEMNITZ, 1988).

Der geologische Untergrund des Talsperreneinzugsgebietes wird durch streifigen Muskovitgneis (40%) sowie Aplitgneis (10%) und Granatglimmerfels, wechsellagernd mit dichtem Gneis (12%), gebildet. Darüber folgen holozäne Schuttkegel sowie Sande und Lehme der Talböden^{3/1}. Im Lippersdorfer Raum sind Eklogit-Einschaltungen im Gneis anzutreffen. Im Raum Forchheim treten neben den genannten Gneisen und lokalen Granatglimmerfelslinsen auch graue Gneise auf, welche auf vorgezeichneten konzentrischen Ringbrüchen unter Migmatisation ausgepresst wurden (KEMNITZ, 1988).

Geochemisch sind die genannten Gesteine mit Ausnahme der Eklogite basenarm und weisen deshalb nur geringe Säurepufferkapazitäten auf. Während bei der Verwitterung der Gneise und Granatglimmerfelse durch die Zersetzung der Feldspäte Natrium-, Kalium- und Kalzium-Ionen freigesetzt werden, sind bei Eklogiten auch magnesiumreiche Verwitterungslösungen zu erwarten (REINISCH, 1931).

Im Untersuchungsraum sind keine nennenswerten Erzlagerstätten bekannt, so dass bergbauliche Metallbelastungen des Grundwassers auszuschließen sind.

3.4 Hydrogeologie

Das Erzgebirge wird hydrogeologisch als Kluft-Grundwasserleiter-System betrachtet, welches allerdings bis heute nur wenig untersucht wurde (HÖLTING, 1992).

Die Grundwasserführung wird nach dem Lithofazieskonzept unabhängig von der stratigraphischen Stellung durch die lithologische Ausbildung und die tektonische Position der Gesteine bestimmt (JORDAN & WEDER, 1995). Dabei erfolgt eine Unterscheidung der Festgesteine nach ihrem Verhalten bei der tektonischen Beanspruchung (mehr oder weniger klüftungsfreundlich) und nach ihrem Zerrüttungsgrad (gering bis stark).

^{3/1} Quelle: Digitalisierte Geologische Spezialkarte 1:25.000 (REINISCH, 1931) (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2; Karte UIS-3)

JORDAN & WEDER (1995) kennzeichnen die Grundwasserverhältnisse im Erzgebirge folgendermaßen. Die vorwiegend anstehenden präkambrischen Gneise werden als klüftungsfreundlich mit mäßiger bis lokal mittlerer Grundwasserführung bezeichnet. In den Lockergesteinsdecken können sich in der Regel keine großräumig zusammenhängenden Grundwasserleiter ausbilden (Karte UIS-4). Es dominiert überwiegend ein von der Ausprägung des Reliefs abhängiger hypodermischer Abfluss (Hangzugwasser) innerhalb der geringmächtigen Verwitterungs- und Auflockerungszone zum nächsten Vorfluter. Dieser wird nach DIN 4049-3 (1994) als Zwischenabfluss (Interflow) bezeichnet. Somit ist eine große Reliefabhängigkeit unterirdisch abfließenden Wassers gegeben, die eine nahezu identische Ausprägung von oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebieten bewirkt. Ausnahmen sind durch weitreichende Störungssysteme gegeben. Ein nennenswerter Grundwasserabfluss ist nur auf Kluft- und Zerrüttungszonen möglich.

Detaillierte, über Kennwerte und Parameter der Hydrogeologischen Karte der DDR (Maßstab 1:50.000 – Karte UIS-4) hinausgehende Informationen zur hydrogeologischen Situation in den Brunneneinzugsgebieten waren zu Beginn der Untersuchungen nicht bekannt. Deshalb sollten zahlreiche, in Abschn. 4 teilweise dargelegte Felduntersuchungen die Übertragbarkeit der gekennzeichneten allgemeinen hydrogeologischen Situation des Erzgebirges auf die Einzugsgebiete der Hausbrunnen prüfen.

3.5 Boden

Dominante Bodenarten sind Verwitterungsböden und Lössgemische. Sie weisen, wie für weite Teile des Erzgebirges charakteristisch, geringe Bodenwertzahlen auf. Die durchschnittliche Ackerzahl beträgt in Forchheim 35 und in Lippersdorf 32 (HELBIG, 1999 mdl. Mitt.). Der Tonanteil der Böden ist relativ gering, wodurch ihre potentielle Erosionsgefährdung insbesondere in Bereichen größerer Hangneigungen und Hanglängen relativ groß ist. Bei verbreitet anzutreffenden lehmigen Sanden beträgt er 14-18 %, stark lehmigen Sanden 19-23 % und sandigen Lehmen 24-29 %. (Karte UIS-1). Untersuchungen von REICHELDT (1998) ergeben für den nordwestlichen Teil des Untersuchungsraums, dem Einzugsgebiet des Hölzelbergbachs, im Mittel noch geringere Tonanteile von 5,3 % bei Schluffanteilen von 57,6 % und Sandanteilen von 36,4 % (sandiger Schluff) sowie Humusgehalten von 3,5 %.

Der Ton- und Schluffanteil nimmt durch Erosions- und Sedimentationsprozesse hangabwärts in der oberen Bodenschicht, aber auch in eingewaschenen Zwischenhorizonten stark zu. Somit haben sich in den Kolluvien und Talbereichen tiefgründige, feinkörnige Lehm Böden mit Mächtigkeiten > 1 Meter und annähernd gleichem Grobschluff-, Fein- und Mittelsandanteil entwickelt (REICHELDT, 1998). Auf den Hängen und Kuppen dominieren dagegen flachgründigere, grusig steinige Lehm Böden mit teilweise höheren Sandanteilen (REINISCH, 1931).

Bedingt durch das oberflächennah anstehende Ausgangsgestein sind die Böden als gut drainiert und skelettreich mit Steingehalten zwischen 30 % und 40 % zu bezeichnen. Sie lassen sich durch eine große Wasserzügigkeit in tiefere Bodenschichten charakterisieren (WERNECKE, 1993). Der schnelle unterirdische Abfluss (Abschn. 4.3.1) wird durch die Struktur der Böden weiter begünstigt, insbesondere dann, wenn unter einem relativ gut durchlässi-

gen Bodenhorizont ein Stauhorizont auftritt. Etwa 70 % der Böden des Untersuchungsraums sind unterschiedlich ausgeprägte Pseudogleye und Gleye, die diese Eigenschaft aufweisen (Tab. 3-1). Die Stauhorizonte entstehen durch die beschriebene Akkumulation feinkörnigen Bodenmaterials, also insbesondere in Senken, Tälern und am Unterhang. Sie können gesättigte Wasserleitfähigkeiten von $K_f < 5 \text{ cm/d}$ aufweisen (AG BODEN, 1994). In Folge bildet sich Staunässe, die auch häufig im unmittelbaren Umfeld der Flachbrunnen zu verzeichnen ist. Diese führt zur Ausprägung von Braunstaugleyen. Die Felduntersuchungen (Abschn. 4) belegen verbreitete Ausbildungen wasserstauer Schichten in den Referenzbrunneneinzugsgebieten, insbesondere an Unterhängen und in konkaven Hangbereichen. In Mittelhangbereichen ist teilweise eine enorme Kleinräumigkeit in der horizontalen Ausprägung von Stauhorizonten festgestellt worden.

Tab. 3-1: Bodentypenanteile im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre^{3/2}

Leitbodentyp-Code	Leitbodentyp	Fläche [km ²]	Prozent
2SS-BB+1BB-SS+2BBn *	Pseudogley-Braunerde	24,4	40,3
2SS-BB+2BB-SS+1SSn *	Pseudogley-Braunerde	7,5	12,3
3BBn+1SS-BB+1BB-SS *	(Norm-)Braunerde	1,2	2,0
3BBn+2PP-BB *	(Norm-)Braunerde	0,4	0,7
4BBn+1SS-BB *	(Norm-)Braunerde	1	1,6
4GGn+1GG-AB *	Gley	2,3	3,8
4SS-GG+1GGn *	Pseudogley-Gley	4	6,5
AB ♣	Vega (Braunauenboden)	0,05	0,1
BBn ♣	(Norm-)Braunerde	11,7	19,2
GGn ♣	(Norm-)Gley	0,4	0,7
GGqx ♣	Hangoxigley	0,07	0,1
RQn ♣	Regosol	0,01	0,0
SS-BB ♣	Pseudogley-Braunerde	0,08	0,1
SSh ♣	Humuspseudogley	1,5	2,5
SSm ♣	Anmoorpseudogley	0,03	0,0
SSn ♣	(Norm-)Pseudogley	2,3	3,8
Ortslage	keine Daten	3,7	6,1

Aus Simulationsfallstudien von WESSOLEK, KÖNIG & RENGER (1992) im Niedersächsischen Bergland geht hervor, dass am Hangfuß immer dann mit einem hohen Anteil Interflow über Stauhorizonten gerechnet werden muss, wenn die Leitfähigkeit des Staukörpers $< 17 \text{ cm/d}$ beträgt. Bei Leitfähigkeiten von $< 1 \text{ cm/d}$ nimmt der Interflow die Hälfte des Gesamtabflusses ein. K_f -Werte von 7 cm/d weisen laut diesen Modellrechnungen bei einer Neigung von 10° 40% des Abflusses als Interflow aus, bei K_f -Werten $< 0,1$ ist der Anteil $> 90\%$.

^{3/2} Quellen: *Digitale Daten der MMK M 1:25.000 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie); ♣ Digitale Daten der FSK M 1:10.000 (Sächsische Landesanstalt für Forsten); GIS-Statistik (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

Für etwa 80 Prozent der Böden des Untersuchungsgebietes lassen sich aus der KA4 (AG BODEN, 1994) mittlere gesättigte Wasserleitfähigkeiten zwischen 3 und 9 cm/d ableiten. Somit sind in den Flachbrunneneinzugsgebieten ähnliche Interflow-Anteile über die Bodenzone vorauszusetzen, wie bei den Untersuchungen im Niedersächsischen Bergland festgestellt. Grundwasserneubildung wird als Zugang von infiltrierendem Bodenwasser zum Grundwasser definiert (DIN 4049-3, 1994). Die über die Bodenzone lateral abfließenden Zwischenabflüsse tragen folglich nicht zu einer nachhaltigen Grundwasserneubildung bei, weil sie mit einer geringen zeitlichen Verzögerung den Vorflutern (und Brunnen) zugeführt werden.

3.6 Hydrologie

Bei durchschnittlich 923 mm Jahresniederschlag tritt im Einzugsgebiet in Abhängigkeit vom Verlauf eines hydrologischen Jahres Wasserüberschuss auf, der im langjährigen Mittel bei etwa 380 mm/a liegt (Abschn. 5.2.2.6). Dieser wird zur Trink- und Brauchwasserversorgung aus der Saidenbachtalsperre und den Hausbrunnen genutzt. Das über Teiche und Vorsperren in der Saidenbachtalsperre zusammengeführte Oberflächen- und Grundwasser wird nach umfangreicher Aufbereitung über ein Rohrleitungssystem in die Regierungsbezirke Chemnitz und Dresden verbracht.

Hydrologisch ist das Einzugsgebiet dem Stromgebiet der Elbe zuzuordnen. Die Zuflüsse der Talsperre (Saidenbach, Haselbach, Lippersdorfer Bach, Hölzelbergbach, Gruthenbach, Forchheimer Dorfbach, Gründelbach) entwässern nach Durchfluss der Talsperre über die Flöha, die Zschopau, die Freiburger Mulde und die (Vereinte) Mulde in die Elbe. Über sogenannte Kunstgräben wurde in früheren Jahren Wasser aus Flüssen abgeführt, um Pochwerke und Fahrkünste zu betreiben (u.a. UIS-Karte 5). Ein solcher Kunstgraben verbindet die Flöha mit dem Dörnthal Dorfteich, von wo ein Teil des Wassers in das Freiburger Bergbaurevier abfließt und der andere Teil über den Haselbach in die Saidenbachtalsperre gelangt. Stillgewässer sind ausschließlich die künstlich aufgestauten Teiche und Seen.

3.7 Morphologie

Durch die flächenspezifische, strukturelle Ausprägung von Reliefgestalt, oberflächennahem Gestein und Böden sowie Prozessen der Feststoffumlagerung wird die Dynamik der Landschaft beeinflusst oder bestimmt (KUGLER, SCHWAB & BILLWITZ, 1988). Die Oberflächengestalt des Einzugsgebietes weist einen typischen Mittelgebirgscharakter auf. Die langen Wannen-täler von Saidenbach und Haselbach sind dabei landschaftsprägende Elemente. Das Relief wirkt statisch (direkt) und auch dynamisch (indirekt) auf den Landschaftshaushalt eines Gebietes. Statische Regelfaktoren sind in der Ausbildung von Einzugsgebieten, Gewässernetz, Hangneigung, Hanglänge, Hangform, Exposition usw. gegeben (Abschn. 5.1). Aus dem Zusammenwirken der statischen Faktoren leiten sich die dynamischen Prozesse einer Landschaft ab. Sie äußern sich in der räumlich unterschiedlichen Ausprägung des Bodens (Abschn. 3.5), des Wasserhaushalts (Abschn. 5.2) und des Geländeklimas (Abschn. 8.1). Durch die Gesamt-

heit der genannten Parameter wird die Verbreitung der biotischen Faktoren und der Ablauf der mittel- und kleinformologischen Prozesse gesteuert (LESER, 1997). Insbesondere Hangneigung, Horizontal- und Vertikalwölbung, Entfernung zur Wasserscheide, relative Hangposition sowie die Größe der Einzugsgebiete werden zur Erklärung von Prozessen des Wasser- und Stoffhaushalts benötigt. Die Kenntnis dieser Parameter ist z.B. auch für den Einsatz verschiedener Bodenerosionsmodelle (z.B. WERNER, MICHAEL & SCHMIDT, 1993) unerlässlich, da sie die Ablösung, den Transport und die Akkumulation wesentlich determinieren (BORK & ROHDENBURG, 1985).

Der Abbildung des Reliefs in einem Digitalen Geländemodell (DGM) kommt in der vorliegenden Arbeit eine zentrale Rolle zu (Abschn. 5.1). Hier erfolgen detaillierte Erfassungen und Bewertungen von naturräumlichen Standortfaktoren des Untersuchungsraums.

3.8 Landnutzung

Das Untersuchungsgebiet unterlag in den letzten 100 Jahren hinsichtlich seiner Funktion und Nutzung einem großen Wandel, mit dem sich SAUERMANN (1995), publiziert in SAUERMANN (1996), auseinandersetzt. Durch den Bau der Trinkwassertalsperre in den Jahren 1929 – 1933 wurden die größten Veränderungen hervorgerufen.

Zur Generierung der Flächennutzung in Nutzungszeitschnitten im Rahmen des UIS Saldenbachtalsperre wurden verschiedene Basisdaten herangezogen (Tab. 2-2), deren GIS-basierte Auswertung zu in Tabelle 3-2 zusammengefassten Ergebnissen führt. Auffällig ist der mit 68 Prozent hohe Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen an der Gesamtfläche des Untersuchungsraums. Die verschiedenen Formen der Ackerbewirtschaftung wirken sich sehr spezifisch auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Brunneneinzugsgebiete aus (Abschn. 5.2). Deshalb wurde ihrer schlagflächenbezogenen Berücksichtigung im UIS große Bedeutung beigemessen (Abschn. 2.2).

Der Waldanteil liegt mit 22 % unter dem bundesdeutschen Durchschnitt und ist für ein Trinkwassergewinnungsgebiet sehr gering. Etwa $\frac{2}{3}$ entfallen auf Fichtenkulturen.

Die Gemarkungen der vier Brunnendörfer weisen sehr unterschiedliche Nutzungsverteilungen auf, die sich mit Hilfe des GIS beliebig extrahieren lassen. Der Gemarkungsfläche Forchheim ist beispielsweise ein Waldanteil von 34 % zuzuordnen, während für Lippersdorfer Gemarkungen lediglich 16 % Waldanteile auszumachen sind. Dementsprechend unterschiedlich sind auch die Verteilungen intensiver Ackerbewirtschaftung.

Tab. 32: GIS-Statistik zur prozentualen Verteilung der Nutzungs- und Biotoptypen (1993) im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre^{3/3}

ID	Anzahl	Nutzung/Biotoptyp	Fläche [km ²]	Prozent
30	749	Nadelwald/Fichte	8,37	13,8
31	174	Mischwald	1,23	2,0
32	371	Laubwald	1,77	2,9
33	232	Pionierwald	1,64	2,7
34	73	Hart/Weichholzaue	0,36	0,6
37	181	Feldgehölz	0,28	0,46
38	68	Streuobstwiese	0,32	0,5
39	1135	Wirtschaftsgrünland	29,06	47,9
41	122	Staudenfluren	0,18	0,28
44	14	Moor/Sumpf	0,02	0,03
46	120	Gartenflächen	0,41	0,68
48	172	Acker, Ackerbrache	12,28	20,2
49	6	vegetationslose Flächen	0,02	0,04
50	12	Sonderbiotopflächen	0,10	0,17
51	17	Grünflächen	0,07	0,11
56	182	Stillgewässer	1,99	3,3
58	455	Wohngebietsflächen	2,17	3,6
62	53	Gewerbe-/Industrieflächen	0,21	0,35
66	106	Baufläche	0,21	0,35
	Σ	Wald	13,37	22,0
	Σ	landwirtschaftliche Nutzfläche	41,34	68,11

Neben der Trinkwasserversorgung ist auch die Abwasserentsorgung im Untersuchungsraum ein großes Problem. Überwiegende Teile der kommunalen Abwässer kontaminieren weiterhin ohne Klärung Vorfluter und Stauhaltungen, obwohl große Anstrengungen zur Verbesserung der Abwassersituation unternommen werden. Die hygienische Belastung von Trinkwasserbrunnen ist nicht auszuschließen (Abschn. 6.3.5). Eine zentrale Lösung der Abwasserentsorgung ist in der Umsetzungsphase. Durch den Bau einer Ringleitung um die Talsperre herum soll jegliches Abwasser gesammelt und außerhalb des Talsperreneinzugsgebiets aufbereitet werden. Allerdings stagniert der begonnene Bau zur Zeit auf Grund fehlender finanzieller Mittel. Mit einer kurzfristigen flächendeckenden Abwasserentsorgung im Untersuchungsraum ist folglich nicht zu rechnen.

3.9 Gesetzlicher Rahmen zum Trinkwasserschutz

Der Trinkwasserschutz hat im Untersuchungsraum äußerste Priorität. Deshalb wurden von amtlicher Seite sowohl vom Landwirtschafts- als auch vom Umweltressort eine Fülle von Rechtsvorschriften und Gesetzen zum Schutz des Wassers erlassen.

Ein wesentlicher Bestandteil zur Verminderung von Stoffeinträgen aus intensiver landwirtschaftlicher Produktion ist das sächsische Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“

^{3/3} Quelle: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie –Digitale Daten der CIR- Luftbildkartierung zum Untersuchungsraum (1993) - GIS- Statistik im UIS (vgl. Absch. 2.2, Tab. 2-2)

(UL), welches die EG-Verordnung „umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren“ zur Rechtsgrundlage hat. Die Bestandteile des Förderprogramms „Umweltgerechter Ackerbau“ (UA) und „Kulturlandschaftsprogramm“ (KULAP) wurden 1993 bzw. 1994 erstmals angeboten. Im „KULAP“ sind boden- und gewässerschonende sowie kulturlandschaftserhaltende Maßnahmen gebündelt, deren Umsetzung auf freiwilliger Basis mit 75 % aus Mitteln der Europäischen Union (EU) finanziert wird.

In der Rechtsvorschrift SächsSchAVO (1994) sind wesentliche Bestandteile des Förderprogramms UL integriert. Dazu gehören Auflagen zu Bewirtschaftungsmaßnahmen durch die Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten (WSG) mit dem Ziel, eine deutliche Reduzierung der Nitratbelastung in den Grund- und Oberflächenwässern zu erreichen. Genannt seien Obergrenzen für Viehbesatzstärken und organische Düngungsmengen ($\text{kg N/ha}\cdot\text{a}^{-1}$) auf Ackerland und Grünland, Zeitabschnitte mit Düngeverböten, Begrünungsgeböte sowie eine vorgeschriebene Stickstoffdüngung nach Beratungsprogramm und N_{\min} -Bodenuntersuchungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL). Die Stickstoffdüngung erfolgt dabei um mindestens 20 % reduziert zur in der konventionellen Landwirtschaft üblichen Düngung, wobei Ausgleichsleistungen für dadurch entgangene Einnahmen von 220 DM/ha gezahlt werden.

Darüber hinaus existieren noch weitere Möglichkeiten für die Agrarbetriebe, subventioniert wasserschutzfördernde Maßnahmen durchzuführen (u.a. § 7 der SächsSchAVO, 1994), auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird.

Die Bemessung von Schutzzonen für Trinkwasserquellen in Sachsen unterliegt bisher keinen einheitlichen Leitlinien. Sie wird einzelfallbezogen und als Individualverordnung ausgewiesen. Ein objektives fall- und regelbasiertes Entscheidungssystem mit fachmethodischem Algorithmus zur Schutzzonenabgrenzung ist nicht vorhanden (SLFUG, 1997a). Die rechtlichen Grundlagen bestehen durch das Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland (WHG, 1994) § 19 und das Wassergesetz des Freistaates Sachsen (SächsWG, 1993) § 48. Ein Leitfaden für die Bemessung von Trinkwasserschutzzonen für Quelfassungen ist vom SLFUG (1997a) veröffentlicht. Hier werden Rahmenbedingungen zu rechtlichen Grundlagen, Schutzwürdigkeit und Schutzfähigkeit sowie eine Vielzahl weiterer Bemessungsgrundlagen für deren Ausweisung getroffen. Für die Trinkwasserbrunnen im Untersuchungsraum existiert basierend auf der TGL 43 850/02 (1989) eine Schutzzonenabgrenzung gemäß TWSZ II für Quelfassungen im Lockergesteinsbereich von mindestens 50 Metern (Bemessungsgrundlage 50-Tage-Linie).

Das gesamte Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre ist seit dem 13.06.1963 Trinkwasserschutzzone. Die Schutzzonenordnungen der Trinkwassertalsperren der ehemaligen DDR sind in die letzte Fassung der TGL-Vorschriften (TGL 43850/01, 1989) und in das gültige DVGW-Arbeitsblatt W 101 (DVGW, 1995) eingegangen. In diesen Materialien werden anerkannte naturwissenschaftliche, hygienische und technische Erkenntnisse bei der Festsetzung von Wasserschutzgebieten dokumentiert.

Die vom Rat des Kreises Marienberg 1963 verabschiedete Schutzzonenverordnung der Saldenbachtalsperre unterliegt derzeit einer umfangreichen Überarbeitung durch das Regierungspräsidium Chemnitz (Stand 12/2000). Im UIS gefasste Schutzzonenflächen basieren auf digitalen Daten (Maßstabsbasis 1:10.000) des LANDRATSAMTES MITTLERER ERZGEBIRGSKREIS, DEZERNAT UMWELT-, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG aus dem Jahr 1998. Das Manuskript der neuen Schutzzonenverordnung hat räumliche Neuordnungen der Schutzzonen I und II zum Inhalt und berücksichtigt Maßnahmen aus der SächsSchAVO (1994). Darüber hinaus sollen eine Reihe weiterer Entlastungsmaßnahmen zu einer Verbesserung der hydrochemischen und hygienischen Zusammensetzung des Talsperrenwassers führen, die sich auch auf die Wasserqualität in den Hausbrunnen positiv auswirken.

Im Folgenden sind auf Grundlage der gültigen Schutzzonenverordnung und dem Manuskript der überarbeiteten Schutzzonenverordnung Auszüge zu Nutzungsrestriktionen für die einzelnen Trinkwasserschutzzonen im Talsperreneinzugsgebiet zusammengefasst.

Die **Schutzzone I** umfasst den gesamten Stauraum der Talsperre, die Vorbecken und die Uferzonen (3,99 km²).

- „Die Uferzone muss allseitig 100 Meter betragen.
- Der Stauraum und die Uferlinie sind vor Betreten zu schützen.
- Landwirtschaftliche Bewirtschaftung ist ausschließlich durch Mähnutzung von Grünland ohne Düngung und ohne Anwendung von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln erlaubt. Das Mähgut ist nach dem Schnitt abzufahren.
- Forstwirtschaftliche Nutzung erfolgt durch standortgerechten Mischwald ohne Düngung und ohne Anwendung von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln bei Verzicht auf Kahlschlag und Wurzelstockbeseitigung...“

Tabelle 3-3: Räumliche Verteilung der Trinkwasserschutzzonen im Einzugsgebiet^{3/4}

Wasserschutzgüter	Fläche in [km ²]	prozentualer Anteil
Trinkwasserschutzzone I	4	6,6
Trinkwasserschutzzone II	10	16,4
Trinkwasserschutzzone III	60,69 (gesamtes Einzugsgebiet)	100

Die **Schutzzone II** umfasst die Stauhaltungen sowie die Wasserläufe der Vorfluter und deren beidseitige Uferstreifen in Form von Pufferzonen mit 30-50 Meter Ausdehnung (9,98 km²).

- „Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, mineralischen Düngemitteln und Silagesickersäften sowie Pflanzenschutzmitteln in einem ausreichenden, mindestens 10 Meter breiten Randstreifen von Oberflächengewässern ist verboten.

^{3/4} Quelle: Landratsamt Marienberg, Referat Raumordnung; GIS-Statistik (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

- Die landwirtschaftliche Nutzung darf nur auf der Grundlage des Förderprogramms UL nach SächsSchAVO (1994) oder besonderen Düngeempfehlungen durch die LFL erfolgen.
- Dem Weidebetrieb ist eine Mähbewirtschaftung der Vorzug zu geben.
- Die mit Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft auszubringende Gesamtstickstoffmenge darf bei Ackerland 170 kg pro Hektar und Jahr und bei Grünland 210 kg pro Hektar und Jahr nicht überschreiten. Vor Ausbringung von Wirtschaftsdünger ist der Gehalt an Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor, Kalium) zu bestimmen oder anhand von Richtwerttabellen zu schätzen und in die Gesamtdüngeplanung einzubeziehen. Die beim Weidegang anfallenden Nährstoffe sind anzurechnen.
- Dauergrünlandumbruch ist verboten.
- Durch ganzjährige Pflanzendecke (Dauerbegrünung durch Untersaat, Haupt- und Zwischenfrucht, Zwischensaaten) ist der Stickstoffeintrag ins Gewässer zu reduzieren.
- Durch Beregnung darf eine Bodenfeuchte von > 80 Prozent der Feldkapazität nicht überschritten werden...“

Die **Schutzzone III** umfasst das gesamte Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre (60,69 km²).

- „Das Gebiet ist mit einem Netz von Hecken zum Erosionsschutz und zur Verbesserung des Wasserhaushalts zu überziehen.
- Das Einleiten von Nährstoffen, organischen und anderen Schmutzstoffen in die Oberflächengewässer ist verboten.
- Die Neugewinnung von landwirtschaftlicher Nutzfläche ist untersagt.
- Dung- und Düngerlagerstätten müssen ausreichend vor Versickerung ihrer Inhaltsstoffe gesichert sein.
- Die kleinbäuerliche Viehhaltung ist einzuschränken.
- Die Neuanlage wassergefährdender Anlagen und Produktionsverfahren ist verboten ...“

Eine flächendeckende, möglichst schnelle Entlastung der Grund- und Oberflächenwässer des Einzugsgebietes ist mit hohen finanziellen Aufwendungen verbunden. Viele der aufgeführten Entlastungsmaßnahmen sind deshalb längerfristig zu sehen. Darüber hinaus verliert die SächsSchAVO (1994) mit Beginn des Jahres 2002 ihre Gültigkeit. Wie und in welchem Umfang Schutz- und Ausgleichsregelungen in WSG dann getroffen werden, ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht abzusehen. Eine neue Schutzzonenverordnung und weitere gesetzliche Regelungen werden auch diese Belange regeln müssen.

4. Felderkundungen zur Hydrogeologie

4.1 Methoden und Ziele

Die detaillierte Kenntnis der hydrogeologischen Situation in den Brunneneinzugsgebieten ist Basis für alle weiteren in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen.

Zur Kennzeichnung tragen eine Reihe von Feldarbeiten bei, deren Durchführungen und Auswertungen auf der interdisziplinären Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern und Mitarbeitern der Sektion Hydrogeologie sowie der Firma Umwelttechnik Altenburg GmbH (UTAB) basieren (Tab. 4-1). In Abschn. 4.2 sind beispielhaft Untersuchungsergebnisse aus refraktionsseismischen Messungen aufgeführt. Die komplexe Darstellung aller im Feld durchgeführten Untersuchungsmethoden erfolgt in WOLF, GLÄSER & THÜRKOW (2001).

Tab. 4-1: Kooperationspartner und in Felduntersuchungen verwandte Methoden zur detaillierten Erkundung hydrogeologischer Verhältnisse in Brunneneinzugsgebieten des Untersuchungsraums

Art der Felduntersuchung	Kooperationspartner
<ul style="list-style-type: none">Flachbohrungen (Rammkernsondierungen)<ul style="list-style-type: none">Bodenprofilanalysengeoelektrische UntersuchungenVermessung (GLOBAL POSITION SYSTEM – GPS)	Dipl. Geophys. H. R. Gläser, Sektion Hydrogeologie
<ul style="list-style-type: none">hydrochemische Untersuchungen der Brunnenwässer<ul style="list-style-type: none">Abflussspendenmessungen	D. Russ, A. Sawallisch, Sektion Hydrogeologie
<ul style="list-style-type: none">refraktionsseismische Messungen	Dipl. Geophys. G. Wolf (UTAB), Dipl. Geophys. H. R. Gläser

Ziele der Felduntersuchungen:

- Gewinnung von Aussagen zur Ausprägung der geologischen Verwitterungsschicht an repräsentativen Hangstandorten zu dem Zweck, die Gültigkeit von der in erster Näherung identischen Ausprägung oberirdischer und unterirdischer Einzugsgebiete (JORDAN & WEDER, 1995) und einer daraus folgenden reliefkontrollierten Grundwasserströmung in den Brunneneinzugsgebieten zu überprüfen (Abschn. 3.4)
- Verbesserung der Datenbasis pedologischer Modelleingangsparameter (Abschn. 2.2) zur Modellierung des Landschaftswasserhaushalts (Abschn. 5.2)
- Ableitung repräsentativer Hypothesen zu Abflussanteilen des Basisabflusses und des Zwischenabflusses sowie zu Verweilzeiten der Abflusskomponenten in Brunneneinzugsgebieten als Beitrag zur Konfliktanalyse und zur Bewertung der Schutzwürdigkeit und Schutzfähigkeit der Hausbrunnenanlagen

Auf die detaillierte Auswertung der zahlreich durchgeführten Flachbohrungen und Bodenprofilaufnahmen soll im Rahmen dieser Arbeit verzichtet werden. Die angestrebte verbesserte Parameterisierung der kritisch zu bewertenden Modelleingangsdaten „Boden“ (Abschn. 2.2)

als Voraussetzung für die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts in den Brunneneinzugsgebieten bei (Abschn. 5.2) wurde durch die Felduntersuchungen erreicht.

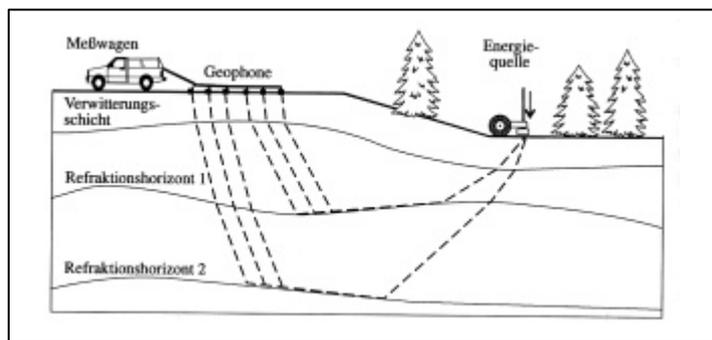


Abb. 4-1 Messprinzip der Refraktionsseismik (Quelle: KNÖDEL, KRUMMEL & LANGE, 1997)

Für die Abbildung oberflächennaher Strukturen an Hangprofilen erwiesen sich geophysikalische Untersuchungen vor allem in Form von refraktionsseismischen Messungen als geeignet. Abbildung 4-1 zeigt das Messprinzip. Zum Einsatz kam eine 24-kanalige Apparatur bei einem Geophonabstand von zwei Metern. Die Energieanregung erfolgte durch Hammerschlag.

4.2 Ergebnisse aus refraktionsseismischen Untersuchungen

Detaillierte Beschreibungen zum angewendeten Verfahren bzw. Größenordnungen von gesteinsgruppentypischen Kompressionswellengeschwindigkeiten (P-Wellengeschwindigkeiten) sind bei KNÖDEL, KRUMMEL & LANGE (1997), FRICKE & SCHÖN (1999) sowie MEISSNER & STEGENA (1977) verzeichnet.

In Abbildung 4-2 und 4-3 ausgehaltene horizontale Schichtstrukturen und zugehörige Interpretationen der P-Wellengeschwindigkeiten in den Profilen basieren auf Untersuchungen durch T. Wolf und H. R. Gläser (vgl. Tab. 4-1; WOLF, GLÄSER & THÜRKOW, 2001). Sie repräsentieren allgemeingültige hydrogeologische Situationen in Brunneneinzugsgebieten des Untersuchungsraums.

Die in den Profilen verzeichnete oberste 1 bis 4 Meter mächtige Schicht mit P-Wellengeschwindigkeiten von 250-400 m/s stellt den Bereich der Bodenbildung und des Übergangs der Bodenbildung in den oberen Abschnitt der geologischen Verwitterungsschicht dar.

P-Wellengeschwindigkeiten in einer zweiten, 2 bis 6 Meter mächtigen Übergangsschicht (400-1200 m/s), weisen die eigentliche Verwitterungsschicht des geologischen Ausgangsgesteins aus. Dieser gesamte Bereich ist noch als wasserungesättigte Zone anzusprechen, obwohl im untersten Bereich der Grundwasserkörper schon geringmächtig ausgebildet sein könnte.

Die Grenze des Festgesteins mit P-Wellengeschwindigkeiten > 2000 m/s zur Verwitterungsschicht ist fließend. Kluft- und Porenhohlraumstrukturen greifen hier ineinander. Übergangsschichten mit typischen Geschwindigkeiten von 1400-1600 m/s können als wassergesättigte Lockergesteinsschichten mittlerer Kompaktionsgrade verstanden werden.

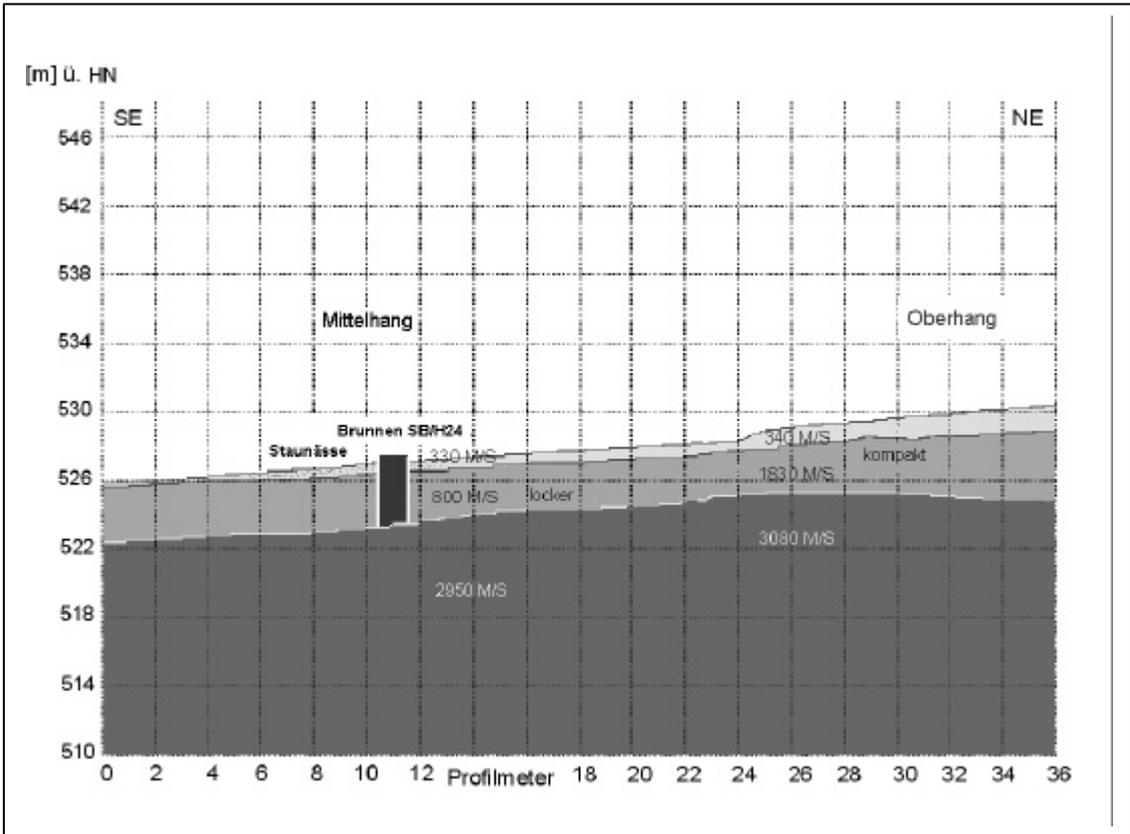


Abb. 4-2: Refraktionsseismisches Profil im Anstrom des Brunnens SB/H24 in Haselbach

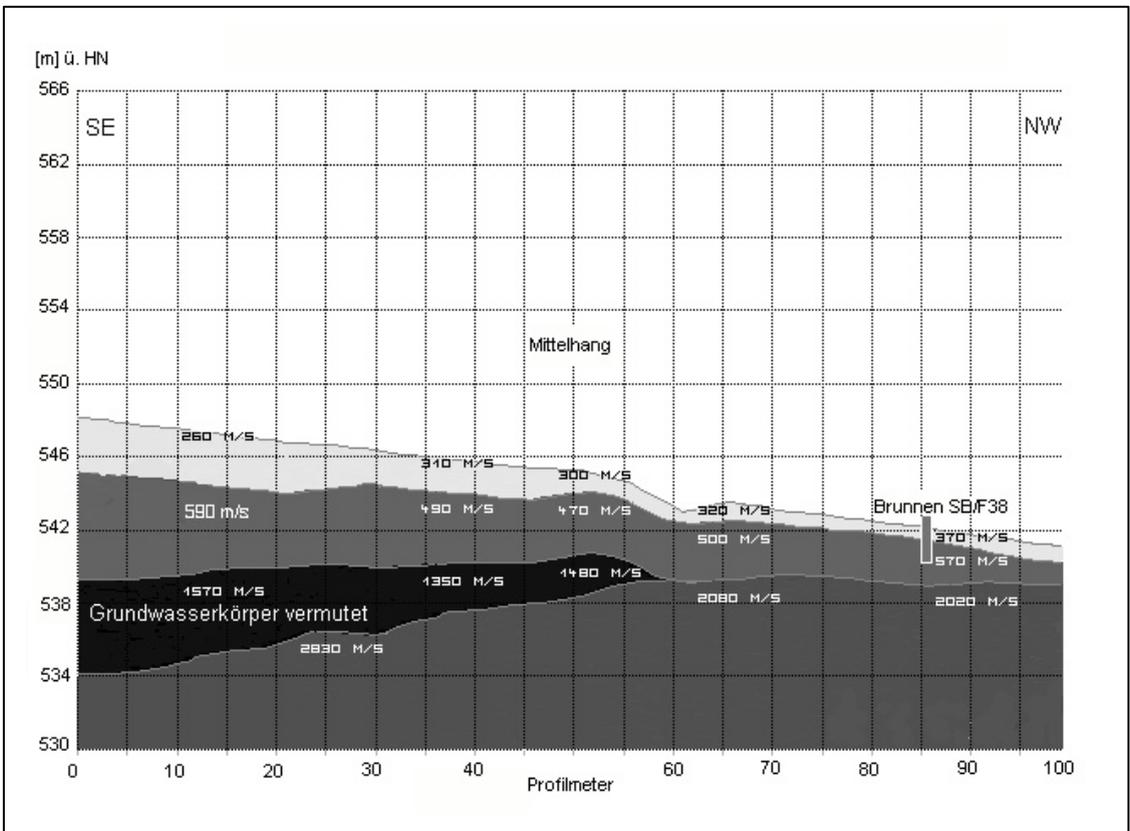


Abb. 4-3: Refraktionsseismisches Profil im Anstrom des Brunnens SB/F38 in Forchheim

Ein Grundwasserkörper baut sich demzufolge aus dem äußeren Rand der klüftigen Festgesteinszone der überwiegend anstehenden Gneise und Glimmerschiefer einwachsend in den Porenraum der Verwitterungszone auf. Die gemessenen P-Wellengeschwindigkeiten der Festgesteinsoberfläche (2000-3000 m/s) deuten noch auf einen geschwindigkeitsmindernden Einfluss von Klüften hin, die ebenfalls in den Grundwasserstrom mit einbezogen sind.

4.3 Schlussfolgerungen und Hypothesen

4.3.1 Regelfall

Die Abbildung 4-2 und der linke Teil der Abbildung 4-4 zeigt eine dem Regelfall entsprechende hydrogeologische Situation in den Flachbrunneneinzugsgebieten des Untersuchungsraums. Wie vermutet, dominiert außerhalb von tektonisch gestörten Bereichen der Zwischenabfluss mit in erster Näherung identischen Ausprägungen oberirdischer und unterirdischer Einzugsgebiete. Die vertikale Abfolge beinhaltet die Schichten Boden – Verwitterungs- (Zersatzzone) - Festgestein. Das unter der aus Lockergestein gebildeten Zersatzzone anstehende Festgestein wirkt für das vertikal zuströmende unterirdische Wasser als Grundwasserhemmer (SLFUG, 1997a). Das infiltrierende Niederschlagswasser fließt den Brunnen über drainable Klüfte des Festgesteins und Porenhohlraumstrukturen der angrenzenden Schichten des Lockergesteins zu. Die Brunnen fördern ihr Wasser aus den hangabwärts oft mächtiger als am Mittel- und Oberhang ausgeprägten Lockergesteinsschichten bzw. dem Grenzbereich zwischen Fest- und Lockergesteinsschichten, wobei sehr unterschiedlich starke Wassersättigungen ausgeprägt sein können. In den Böden der Einzugsgebiete ausgeprägte Stauhorizonte sorgen ebenso für eine zusätzliche Beschleunigung der schnellen unterirdischen Abflusskomponente (Abschn. 3.4), wie mancherorts in den Untergrund fischgrätenartig verbrachte Dränaugen. In Folge sind in Flachbrunneneinzugsgebieten für den Zwischenabfluss kurze Fließstrecken und geringe Verweilzeiten < 1 Jahr vorzusetzen. Folglich ist **potentiell** von einer **geringen Geschütztheit dieser Brunnenwässer gegenüber Schadstoffeinträgen** auszugehen.

Somit sind die Brunnenwässer als oberflächennahes Grundwasser, bestehend aus einer Sickerwasserbeeinflussung über Hangwasserleiter (Zwischenabfluss) und einem von den tektonischen Verhältnissen abhängigen Kluftgrundwasserleiteranteil (grundwasserbürtiger Abfluss) zu definieren. Unterschiede zu dieser Form können bestehen, wenn die Brunnen ausschließlich Wasser aus dem Lockergesteinsbereich fördern. In solchen Fällen bewirkt das völlige Fehlen von Kluftgrundwasser z.T. das zeitweise Trockenfallen von Brunnen in Trockenwetterabflusszeiten.

4.3.2 Ausnahmefall

Die Abbildung 4-3 zeigt für einen Hang am Friedhof von Forchheim den Fall, dass Grundwasserströmungen im Untersuchungsraum in Ausnahmefällen nicht ausschließlich dem Oberflächenrelief folgend zu interpretieren sind. Das zu Profilanfang deutlich einfallende Festgestein könnte Teil einer verborgenen Wasserscheide sein, die vom Oberflächenrelief unkorrelierte Grundwasserströmungen kontrolliert. Die refraktionsseismisch nach Norden auskeilende Schicht mit P-Wellengeschwindigkeiten von etwa 1450 m/s deutet auf das Erreichen der Wassersättigung in der Verwitterungszone oberhalb des Festgesteins hin (WOLF, 2000 mdl.Mitt.).

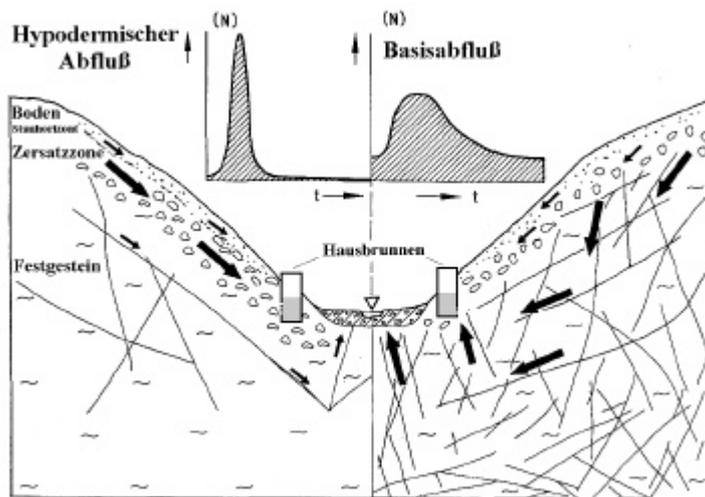


Abb 4-4: Schematische Darstellung der Abflussprozesse in Brunneneinzugsgebieten mit hydrogeologisch unterschiedlich zu bewertenden Gesteinskomplexen und typischen Schüttungskurven der Brunnen (Quelle: JORDAN & WEDER, 1995 verändert)

teile hin, wie die zeitliche Entwicklung der Brunnenwasserbeschaffenheit (Abschn. 7 ff). Das Verhältnis von Trockenwetterabflussspenden zum gemessenen Abflussspendenmaximum geht gegen 1:3 (Tab. 7-1). Weitere, in Forchheim im Bereich der vermuteten Störung liegende Hausbrunnen (z.B. SB/F15, SB/F43, SB/F44 und SB/F45), weisen z. T. ebenso überdurchschnittliche Vergleichmäßigkeiten in der Abflussspende auf.

Die großräumigere Sichtung der geologischen Situation (Karte UIS-3, UIS-4, Abb. 4-5) führt in Verbindung mit dem refraktionsseismischen Profil zu folgenden hypothetischen Betrachtungen:

Etwa 230 Meter in nordwestlicher Verlängerung des Profils treten großflächige Stauungsbecken auf, die zum einen aus der Unterhangposition und zum anderen aus den hydraulischen Verhältnissen (Druckausgleich) innerhalb der Störungszone resultieren könnten.

Etwa 100 Meter nordöstlich zum kleinräumig verlaufenden Seismikprofil wird eine Störungszone von größerer Nordwest-Südost-Ausdehnung ausgewiesen (KEMNITZ, 1988), die auf eine hydraulische Anbindung von Kluftgrundwasser (Abb. 4-4, rechter Teil) aus südöstlich vom Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre befindlichen höheren Hanglagen des Huthaer Raums schließen lassen könnte. Abflussspendenmessungen am 50 Meter hangabwärts befindlichen Referenzbrunnen SB/F37 deuten ebenso auf hohe Basisabflussanteile hin,

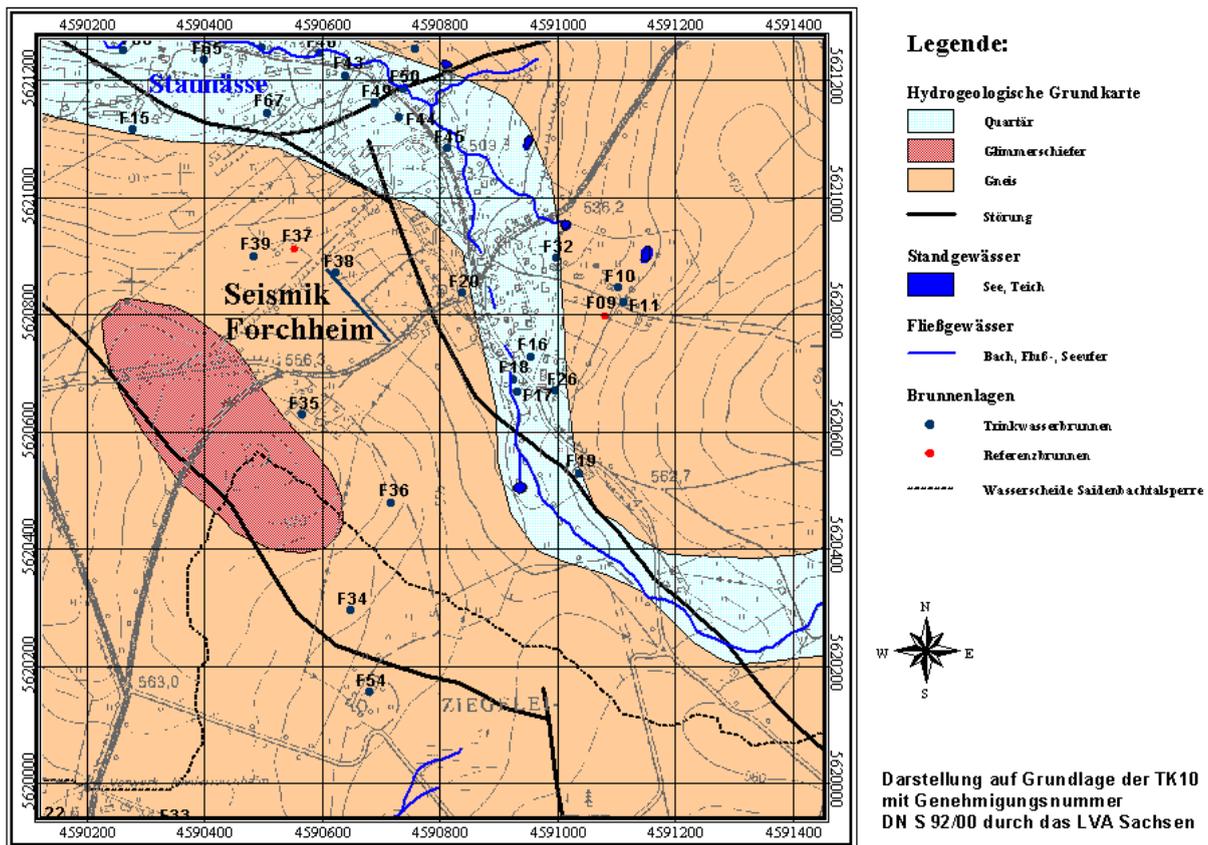


Abb. 4-5: Lage des Seismikprofils (Abb. 4-3) zu Störungen auf der Grundlage der Tektonischen Karte der Saydaer Struktur (KEMNITZ, 1988)^{4/1}

Schlussfolgernd stützt Abbildung 4-3 die Hypothese, dass sich im Bereich tektonisch gestörter Gebiete auch in Brunneneinzugsgebieten ein nennenswerter Grundwasserabfluss in der Verwitterungszone über dem Festgestein im Vierschichtfall (Boden – Verwitterungsschicht – Grundwasserleiter – Festgestein) abbilden lässt. Weitere gezielte Untersuchungen (Geophysik, Brunnenwasseranalytik, Abflussspendenmessungen) sind notwendig, um das im Rahmen dieser Arbeit vorliegende geringe Sicherheitsniveau der zu dieser Hypothese führenden Untersuchungsergebnisse zu erhöhen. Die Modellierung der realen Einzugsgebiete der in diesen Bereichen liegenden Brunnen ist faktisch unmöglich. Längere Fließstrecken und größere Verweilzeiten im tieferen Untergrund sind vorauszusetzen. Weiter ist anzunehmen, dass die **Geschütztheit** gegenüber Schadstoffeinträgen **größer** ist, als in dem Regelfall entsprechenden Flachbrunnen. Die Abschätzung von detaillierten Belastungsursachen ist auf Grund mangelnder Kenntnisse zu den Herkunftsräumen dieser Wässer schwierig.

^{4/1} Digitalisiervorlage von GLÄBER (1998 mdl. Mitt.)

5 GIS-Methoden zur Gefährdungsabschätzung

Die Wasserqualität der Brunnen ist vom Landschaftshaushalt in ihren Einzugsgebieten abhängig. Nur eine möglichst ganzheitliche Betrachtungsweise des Wirkungsgefüges aus Klima, naturräumlicher Ausstattung, Vegetation und Flächenbewirtschaftung führt zu einem ausreichenden Verständnis natürlicher Funktionen und Wechselbeziehungen und bildet die Grundlage für die Interpretation und Bewertung der zeitlichen und räumlichen Ausprägungen der Brunnenwasserbeschaffenheit (vgl. Abb. 2-8).

Eine realitätsnahe Abbildung dieser Prozesse in Modellen ist dabei häufig sehr schwierig. REFSGARD (1981) beschreibt ein Einzugsgebiet als „ein extrem kompliziertes Natursystem, von dem wir nicht annehmen können, es exakt in allen Details beschreiben zu können“.

Durch im Rahmen der Konfiguration der Sektion Hydrogeologie zur Verfügung stehenden GIS-Methoden und –Werkzeuge (Abschn. 2, Abschn. 5.1) und die gezielte Entwicklung zusätzlicher GIS-Instrumentarien soll eine Methodik angewendet werden, die eine detaillierte und effektive Analyse der Wechselbeziehungen natürlicher und anthropogener Standortfaktoren einschließlich des Landschaftswasserhaushalts ermöglicht (Abschn. 5.1.2, 5.2 ff) und über den Untersuchungszeitraum hinaus als Grundlage für eine gesicherte Bewertung und Gefährdungsabschätzung der Brunnenwasserqualität dient (Abschn. 8). Eine vollständige und komplexe Erfassung von Teilprozessen des Landschaftshaushalts und der (Stick-)Stoffdynamik in den Brunneneinzugsgebieten ist dabei nicht möglich. Diese Lücke müssen eigens dafür entwickelte deterministische Modelle wie u.a. „MINERVA“ (BEBLIK, KERSEBAUM & RICHTER, 1997), „EXPERTN“ (BALDIOLI et.al., 1997) oder „CANDY“ (FRANKO, OELSCHLÄGEL & SCHENK, 1997) füllen.

5.1 Analysen zum Naturraum

Basis für die Abbildung der Dynamik des Landschaftshaushalts im Untersuchungsraum ist die Erfassung des Reliefs in einem Digitalen Höhenmodell (DHM) und folgend in einem Digitalen Geländemodell (DGM).

In der Literatur sind die Begriffe DHM und DGM sehr unterschiedlichen Datenmodellen zugeordnet. Dabei wird unter einem DHM im Allgemeinen eine digitale Vorhaltung von Höhenwerten über NN in einem Landschaftsausschnitt verstanden (EBENER, 1992; REINHARDT, 1991; WAIBEL, 1990). Unter einem DGM ist u.a. nach REINHARDT (1991) ausschließlich die Erfassung der Datenmenge gefasst, die eine flächenhafte Beschreibung des Geländes gestattet.

Im weiteren Sinne kann durch ein DGM auch ein Programmpaket zur Berechnung der Geländeoberfläche bzw. zur Ableitung von Folgeprodukten umschrieben werden (WIESER, 1992). JÜPNER (1991), KAMMERER (1987) und STANGER (1982) verstehen ein DGM als Vereinigung eines „digitalen Höhenmodells“ mit einem „digitalen Situationsmodell“, wobei STEPHANI

(1975) unter einem DHM die Menge der digital gespeicherten Höhenwerte, die als Funktion der Lage der Punkte die Höhenstruktur des Objektes hinreichend repräsentieren und unter einem DSM die Menge der Informationen, die jedem Grundrisselement zugeordnet sind, fasst.

Unter dem Begriff DGM wird im Rahmen dieser Arbeit ein Datenmodell im Sinne der zuletzt aufgeführten Definition verstanden, welches das Oberflächenrelief durch Interpolationsverfahren aus den digitalisierten Höhendaten einschließlich der zugeordneten morphologischen Strukturen (u.a. Höhenlinie, Böschung, Bruchkante, Damm, Uferlinie) beschreibt und zur Ableitung von Reliefparametern (Abschn. 5.1.2) dient.

5.1.1 Generierung des Digitalen Geländemodells

Zur digitalen Erfassung von Höhendaten einschließlich zugeordneter Reliefstrukturen können unterschiedliche Verfahren angewendet werden:

- tachymetrische durch direkte Höheneinmessungen im Gelände u.a. mittels GLOBAL POSITION SYSTEM (GPS)
- photogrammetrische durch die Auswertung von Stereomodellen z.B. mit dem ORTHOMAX-TOOL von IMAGINE 8.3 (ERDAS, 1998)
- Digitalisierung von Höheninformationen aus Thematischen Karten z.B. der TK10

Die genannten Arten der Datenerfassung weisen in Abhängigkeit vom Generierungsmaßstab qualitative Unterschiede auf, die u.a. bei FRIEDRICH (1996), WERNER (1995) und LIPPOLD (1995) diskutiert werden. Die Erzeugung des DHM auf photogrammetrischer Basis war auf Grund mangelnder Stereoluftbilder nicht möglich. Tachymetrische Verfahren konnten wegen des zu hohen Zeit- und Kostenaufwandes nicht angewendet werden. Zudem stand für den Untersuchungsraum im Rahmen des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) des Landesvermessungsamtes Sachsen kein DHM zur Verfügung. Selbst bei Vorhandensein wären die Kosten für diese Daten zu hoch und die Genauigkeit des in Sachsen im Aufbau befindlichen DHM/M745 zu gering gewesen (Höhengenauigkeit im Gebirge ± 15 m, Netzpunktabstand 25 m, fehlende Feinmorphologie).

Abb. 5-1 zeigt für einen kleinen Ausschnitt den Weg zur Erstellung des DGM Saidenbachtalsperre von der Digitalisierung der Höheninformationen aus 6 Blattschnitten der TK10 (vgl. Abschn. 2.2) bis zur Ableitung von DGM-Folgeprodukten (Abschn. 5.1.2). Das berechnete DGM entspricht einer Fläche von 196,2 km². Auf Grund der starken Reliefertheit des Untersuchungsraums, ausgedrückt durch relativ große Höhenunterschiede und einen hohen Anteil feinmorphologischer Strukturen insbesondere im Bereich der Stauhaltungen (Abb. 5-2), war der Zeitaufwand bis zur Fertigstellung des DGM relativ hoch (etwa 4 Monate). Jedes der 7369 Linien-, 588 Punkt- und 339 Polygonelemente des DHM wurde mit Höhenzuweisung (DHM) und zugehöriger morphologischer Struktur (DSM) digitalisiert. ESRI stellt zehn Varianten zur Verfügung, um die verschiedenen morphologischen Ausprägungen der Kartenele-

mente bei der Interpolation der Geländeoberfläche in ein 2,5- dimensionales Geländemodell zu berücksichtigen (u.a. ESRI, 1998; THÜRKOW, 1994). Dabei erfolgt zunächst eine lineare Interpolation der Rohdaten zu einer Dreiecksvermaschung (TIN /TRIANGULATED IRREGULAR NETWORK), bestehend aus unregelmäßigen Dreiecken. ARCINFO (1998) und ARCVIEW (1998) realisieren die Generierung dieses Datenmodells nach dem DELAUNY-Kriterium (vgl. ESRI, 1998 bzw. Onlinedokumentationen zur GIS-Software). Ein gedachter Kreis um ein Dreieck herum sollte danach keinen weiteren Stützpunkt enthalten, um möglichst gleichwinklige Dreiecke zu erzeugen. In Kartenbereichen großer Höhenlinienabstände kann dieses Kriterium nicht eingehalten werden und bei der Interpolation entstehen spitzwinklige Dreiecke. Um Fehlinterpolationen zu reduzieren, erfolgte in solchen Rohdatenbereichen eine zusätzliche Einbindung von Höhenpunkten und Höhenlinien nach eigenem Ermessen.

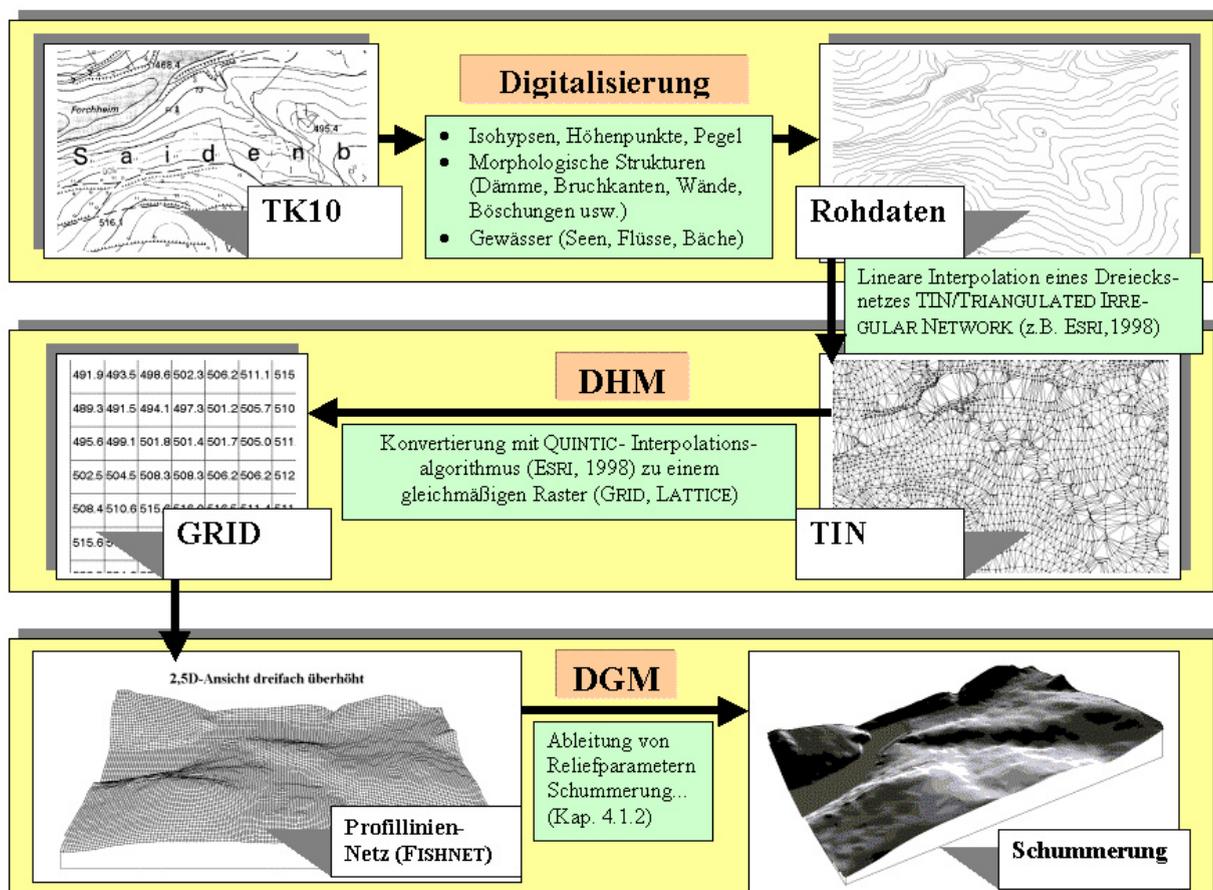


Abb. 5-1: Weg zum DGM

Eine zweite Möglichkeit der Datenspeicherung ist das GRID. Für die Erzeugung dieses Datenmodells wurde der biliniare Quintic- Interpolationsalgorithmus (u.a. ESRI, 1998) verwendet. Das generierte Raster ist standardmäßig ein FLOATING-POINT-GRID. Für das DGM des Untersuchungsraums wurde eine Kantenlänge der Rasterzellen von 5*5 Metern gewählt (DGM5). Die Speicherung der Höhe erfolgt mit Dezimalstellen in der Mitte jeder Rasterzelle. Optional ist auch die Ausgabe eines speicherplatzsparenden Rasters (INTEGER-GRID) möglich. In diesem Fall repräsentiert jede Rasterzelle eine gerundete Höhe ohne Angabe hinter dem Komma.

Eine weitere Möglichkeit der Datenstruktur ist in der Kopplung von TIN und GRID in einem HYBRID gegeben (u.a. WIESER, 1992). Verbreitet angewendete Darstellungen von DGM sind diagonal verlaufende Profillinien in einem Maschennetz, aber auch die Darstellung über Grauwerte in Abhängigkeit von Beleuchtungsrichtung und -höhe in sogenannten Schummernungsmodellen (Abb. 5-1).

Aus Vorlagen digitalisierte Höheninformationen sind, wie photogrammetrische Verfahren auch, teilweise kritisch zu betrachten. Die Höheninformationen aus der Digitalisiervorlage (TK10) des DGM stellen ein Modell dar, dessen Qualität mit Ausnahme vereinzelter Überprüfungen übernommen wurde. Allerdings ergaben durch GPS- Einmessungen der Referenzbrunnen gewonnene 30 Höhenkontrollpunkte beim OVERLAYING mit den Geländehöhen aus dem DGM eine zufriedenstellende Standardabweichung des DGM von 1,33 Metern.

Beim Digitalisieren selbst ist ein hohes Fehlerpotential gegeben (Abschn. 2.2). Dies trifft sowohl auf räumliche Abweichungen bei der Editierung der Elemente wie auch auf die spezifische Zuweisung der Geländehöhen zu. Besonders problematisch ist die Erfassung der Höhen und Ausprägungen einiger morphologischer Strukturen im Modell, die in der Regel bei der Interpolation „streng“ berücksichtigt werden sollen (u.a. ESRI, 1998; LIPPOLD, 1995; THÜRKOW, 1994), um ein realitätsnahes Abbild des Reliefs zu erzeugen. Dazu zählen u.a. Flach- und Steilböschungen, Kanten, Hohlformen, Wälle, (Wand-) Stufen und (Stau-) Dämme. Für diese Elemente ist eine aufwendige Digitalisierung der jeweiligen Ober- und Unterkanten notwendig. Bei einer Digitalisiervorlage im Maßstab von 1:10.000 (1mm auf der Karte \equiv 10 Meter im Gelände) ist das ein erhebliches Problem. Teilweise muss die Oberkante sogar noch einmal dupliziert werden, um die morphologische Struktur einigermaßen abzubilden (z.B. Staumauer, Wall). Wünschenswert wären deshalb Möglichkeiten zur halbautomatischen und maßstabsunabhängigen Einbindung solcher Elemente über einen „Katalog“ ähnlich einer Formatvorlage, der die Auswahl und Zuweisung spezifischer Strukturen ermöglicht. Ferner stellt die verwendete Software keine standardisierten Funktionen zur Verfügung, mittels implementierter Interpolationsalgorithmen eine automatisierte Höhenzuweisung an diesen Elementen aus Höhendaten „benachbarter“ Rohdaten vorzunehmen. Auch hier ist der Arbeitsaufwand enorm. Um die Höhendifferenzen innerhalb dieser Strukturen zu erfassen, wurden entweder die Linienelemente (ARCS) in penibler Kleinarbeit geteilt (SPLIT-Funktion; Abb. 5-2) oder eigens entwickelte Methoden angewendet, die eine Interpolation der jeweiligen Höhe der morphologischen Strukturen aus „Behelfshöhenpunkten“ ermöglichen. In jedem Fall folgen Strukturen- und Höhenzuweisungen dieser Elemente dem Interpretationsspielraum des Bearbeiters. Nicht selten sind zwangsläufig fehlerhafte Erfassungen der Geländestrukturen und -höhen im Modell die Folge, die sich u.a. in realitätsfernen Stufenbildungen und Ausbildungen von Senken und Hohlformen äußern.

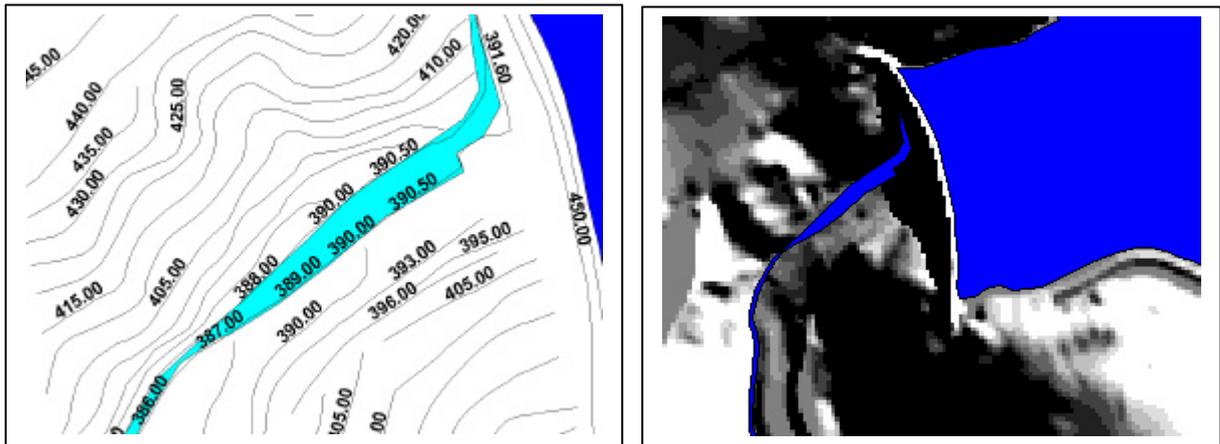


Abb. 5-2: Aufwändige und generalisierte Höhenerfassung morphologischer Strukturen am Beispiel des Stau-
mauerfußes der Saidenbachtalsperre

Umfangreiche Fehleranalysen- und Korrekturen des DGM waren notwendig, bevor das Modell als Grundlage für weitere Reliefparameterableitungen diente. Für das Erkennen von Fehlern bieten sich eine Vielzahl von GIS-Operationen. Einige Möglichkeiten sind nachfolgend aufgeführt.

Aus dem berechneten DGM lassen sich mittels CONTOUR- Funktionen Isohypsenkarten berechnen, die bei gleichzeitiger Sichtung der Original- Isolinien der georeferenzierten TK10 im Hintergrund abweichende Höhen und Strukturen erkennbar machen. Sehr wirkungsvoll ist eine Fehleranalyse durch das Generieren von Beleuchtungsmodellen (analytischen Schumierungen), da durch eine unverzerrte Grundrissdarstellung des Reliefs große Fehler bei der Datenbelegung und der Interpolation des DGM sofort sichtbar werden. Eine weitere Möglichkeit der Fehlerbestimmung besteht in der Extraktion von Fließgerinnen. Werden lokal zu definierende Schwellenwerte in der räumlichen (horizontalen) Abweichung von interpoliertem und digitalisiertem Gewässernetz unverbauter Wasserläufe überschritten, ist das DGM an dieser Stelle fehlerhaft und muss überarbeitet werden. Abflusslose Senken (Hohlformen) sind durch SINK und FILL- Funktionen lokalisiert und aufgefüllt worden. Sie sind für die naturräumlichen Gegebenheiten im Untersuchungsraum untypisch (Abschn. 3.6). Das gefilterte DGM ist Basis für alle weiteren Berechnungen.

Die Speicherung der Höhendaten in Rastern ist sehr effizient. Eine Vielzahl von Geländeparametern lässt sich schnell und mit geringem Aufwand berechnen. Rastermodelle sind jedoch auch mit einigen Nachteilen behaftet, die für fehlerreduzierte Geländeinterpretationen berücksichtigt werden müssen. Wird das DGM beispielsweise durch RESAMPLE- Funktionen in große Maschenweiten überführt (z.B. 100*100 Meter), ist mit schwerwiegenden Informationsverlusten zu rechnen, da eine Vielzahl reliefbeschreibender Elemente „förmlich durch das Gitter (LATTICE)“ fallen. Die Vektorisierung von rasterbasierten DGM-Ableitungen führt oftmals wegen der Kleinräumigkeit homogener Reliefparameter zur Ausprägung von unzähligen Polygonen, deren Darstellung am Schirm mit hohen Wartezeiten verbunden sein kann.

Vor- und Nachteile der hybriden GIS eigenen Raster- und Vektormethoden werden umfangreich bei BURROUGH (1986) diskutiert. Eine effiziente Methodik zur Generierung von DHM und DGM sowie DGM- Ableitungen einschließlich umfangreicher Erklärungen zu implementierten Interpolationsalgorithmen finden sich u.a. bei BORK & ROHDENBURG (1985), ESRI (1998), FRIEDRICH (1996), FRITSCH (1991), KÖTHE & LEHMEIER (1991) und WIESER (1992).

5.1.2 DGM-abgeleitete Reliefparameter

In der vorliegenden Arbeit werden DGM-abgeleitete Reliefattribute vordergründig als Grundlage für die Modellierungen und Interpretationen des Landschaftswasserhaushalts in den Brunnen benötigt (Abschn. 5.2). Aus der Hangneigung ergeben sich durch Verschneidungen mit den Bodeneigenschaften und der Vegetation Abflusskoeffizienten zur Modellierung der Direkt- und Scheitelabflüsse (Abschn. 5.2.2.3; Abschn. 5.2.2.4). Ferner führt jeder Reliefparameter für sich und in Kombination zur Beurteilung der naturräumlichen Verhältnisse im Untersuchungsraum. Fließrichtung und Fließakkumulation sind die Grundlage für die Berechnung der Teileinzugsgebiete beliebiger Bezugsobjekte (z.B. Brunnenlagen, Oberflächengewässer).

Tabelle 5-1 zeigt eine Auswahl von aus dem DGM für den Untersuchungsraum abgeleiteten Reliefparametern. Die statischen Regelfunktionen (KUGLER, 1964; KUGLER, 1974), also sich unmittelbar aus der Geländeoberfläche ergebende Parameter des Reliefs im Landschaftshaushalt, wie u.a. Neigung, Exposition, Wölbung und Fließrichtung, lassen sich mit der verwendeten Software standardmäßig direkt aus dem DGM erzeugen. Grundlage für die Berechnungen sind in der Regel Nachbarschaftsanalysen der unmittelbaren Umgebung einer Rasterzelle (3*3 Zellen) des DGM. Einschlägige Literaturverweise sind im vorhergehenden Kapitel aufgeführt.

Andere Parameter, wie beispielsweise die Hanglänge, müssen über eigens zu erstellende Programme modelliert werden, die mit den Berechnungsalgorithmen für den jeweiligen Parameter ausgestattet sind (z.B. HICKEY, SMITH & JANKOWSKI, 1994). Dies gilt gleichermaßen für sich aus der Geländeoberfläche ergebende dynamische Regelfunktionen zur Determinierung von Erosions- (WERNER, MICHAEL & SCHMIDT, 1993; WERNER, 1995) und Niederschlags-Abfluss-Prozessen (Abschn. 5.2) sowie zur Beeinflussung des Geländeklimas (WESSOLEK, KÖNIG & RENGER, 1992).

Die erzeugten geomorphometrischen Parameter zum Untersuchungsraum können mit Hilfe des GIS über beliebige Schwellenwerte klassifiziert und umgehend in Karten dargestellt werden (Karte UIS-5 bis Karte UIS-8).

Tab. 5.1: Ableitung von ausgewählten Reliefparametern aus einem DGM mittels ARCINFO und ARCVIEW im UIS Saidenbachtalsperre

Relief-Parameter / GIS-Funktion	Reliefparameter / Beschreibung	direkte DGM-Ableitung	ARCINFO 7.1		ARCVIEW 3.2 & SPATIAL ANALYST 1.1	
			Standard Funktion	Funktion mittels AML-Programm	GUI-Standard	GUI-Erweiterung (AVENUE)
SLOPE	Neigung	√	√		√	
SLOPELENGTH	Hanglänge			√		√
RANGE	Höhenschichtung	√	√		√	
HILLSHADE	Schattenmodell (Schummerung)	√	√		√	
ASPECT	Neigungsrichtung (Exposition)	√	√		√	
HILLSHADED RANGE	geschummerte Höhengschichtung	√		√	√	
CURVATURE	Wölbung, Krümmung	√	√			√
FLOWDIR	Fließrichtung	√	√			√
FLOWACC	Fließakkumulation	√	√			√
FLOWLENGTH	Fließwege	√	√			√
SINKS	Abflusslose Senken	√	√			√
WATERSHED	Einzugsgebiete	√	√	√		√
STREAMNET	Abflussnetz; Gerinnenetz	√	√			√
STREAMORDER	Numerische Ordnung des Abflussnetzes	√	√			√

In das GRAPHICAL USER INTERFACE (GUI) vom Desktop-GIS ARCVIEW 3.2 sind in Verbindung mit dem SPATIAL ANALYST 1.1 standardmäßig Steuerelemente zur Erzeugung der DGM-Folgeprodukte Hangneigung, Höhengschichtung, Exposition und Schummerung integriert. Andere Funktionalitäten zur Reliefanalyse (Tab. 5-1) stehen im Rahmen dieser Software zwar als AVENUE-REQUESTS (Programmanweisungen mit den integrierten Berechnungsalgorithmen) bereit, werden aber erst durch die Einbindung in das GUI über kleine AVENUE-Programme zugänglich. Besteht die Notwendigkeit der Ableitung in der Software nicht enthaltener Reliefparameter, muss deren Erzeugung selbst erfolgen.

Für die Gesamtheit der aus dem DGM abzuleitenden hydrologischen und morphologischen Reliefparameter wurde das Standard-GUI im UIS durch die Benutzerapplikation „DGMHDG“ (THÜRKOW, 2000a) erweitert (Abb. 5-3). Sie steht als ARCVIEW-EXTENSION für eine Mehrfachnutzung im Rahmen sämtlicher GIS-basierter Projektbearbeitungen an der Sektion Hydrogeologie und darüber hinaus zur Verfügung. Einzige Voraussetzung ist das Vorhandensein eines DGM. Die effektive Berechnung und Speicherung, Darstellung und Überlagerung sowie geostatistische Auswertung (Abb. 5-3) der reliefbasierten Komponenten zum Landschafts-

haushalt trägt zu einer schnellen und detaillierten Beurteilung der Brunneneinzugsgebiete hinsichtlich ihrer naturräumlichen Ausstattung bei (Abschn. 7.1).

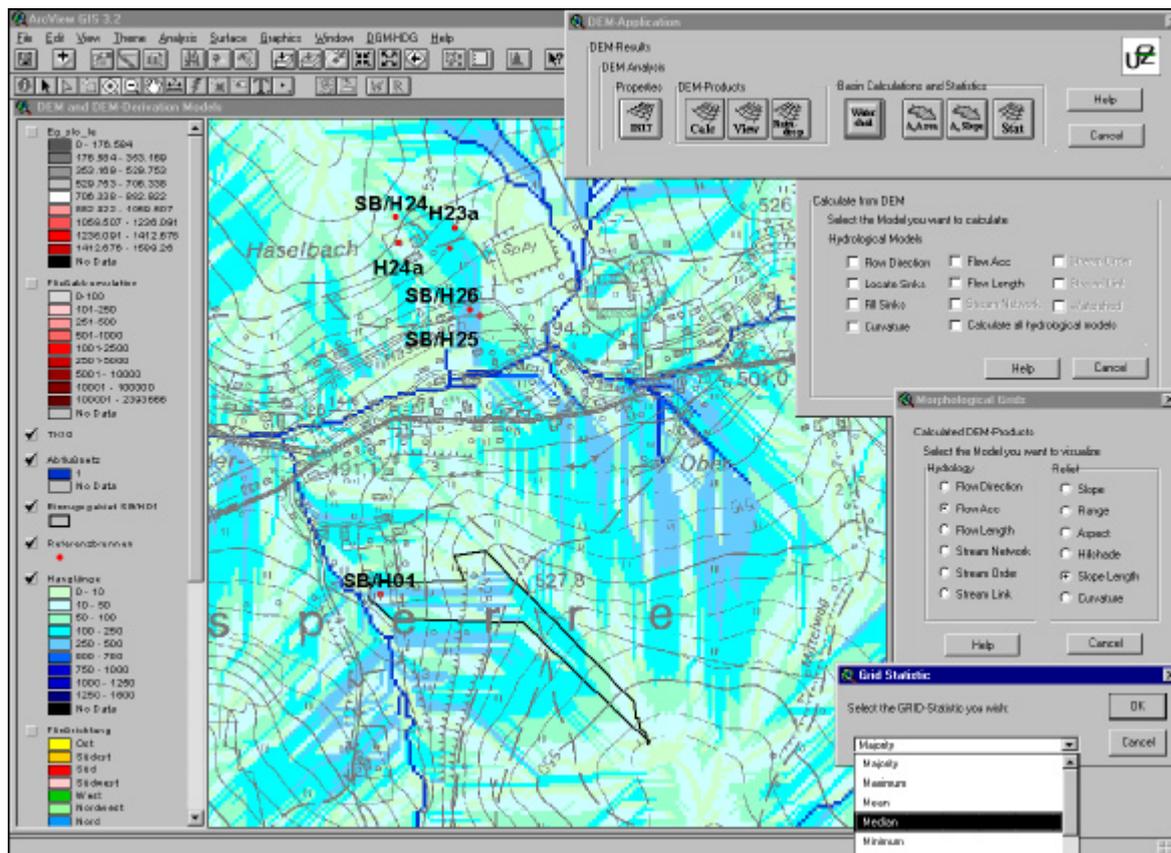


Abb. 5-3: AVENUE-Applikation „DGMHDG“ (THÜRKOW, 2000a) für eine effektive digitale Relieffanalyse im Untersuchungsraum

5.1.2.1 Einzugsgebiete

Die Berechnung der Einzugsgebiete der Trinkwasserbrunnen und Vorfluter ist, wie bereits angedeutet, die Basis für Analysen zu den im Landschaftshaushalt wirkenden Faktoren. Die Einzugsgebietsgröße entspricht dabei der Fläche, von der ein Bezugspunkt bei angenommener Wasserundurchlässigkeit der Geländeoberfläche Oberflächenabfluss erhält (KÖTHE & LEHMEIER, 1991).

Die Berechnungen aus dem DGM ergeben eine Ausdehnung des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre von 60,69 km². Die größten Teileinzugsgebiete sind die des Haselbachs mit 44,3 %, des Saidenbachs mit 36,8% und des Lippersdorfer Bachs mit 7,6 % Flächenanteil am gesamten Untersuchungsraum (Abb. 5-4).

Grundlage für die Ermittlung der Brunneneinzugsgebiete ist die in Abschn. 4 validierte Hypothese, dass die unterirdischen Einzugsgebiete **in erster Näherung** mit den oberflächlichen Einzugsgebieten übereinstimmen. Im Median ergeben sich bei 130 bekannten Brunnenlagen (einige Brunnenbetreiber wissen nicht den genauen Standort ihres Brunnens) sehr kleine Brunneneinzugsgebiete von etwa 1,2 ha Größe.

Die im UIS gespeicherten Daten lassen sich durch typische GIS-Funktionalitäten (Abschn. 2.2) bei beliebiger Kombination leicht einzugsgebietsbezogen auswerten.

Abbildung 5-4 zeigt wirkungsvoll eine GIS-basierte Sichtbarkeitsanalyse zur Ausprägung der Teileinzugsbereiche der Vorfluter. Die Ansicht des dreifach überhöhten Geländemodells aus westlicher Richtung ist zusätzlich mit den Hausbrunnenlagen verschnitten.

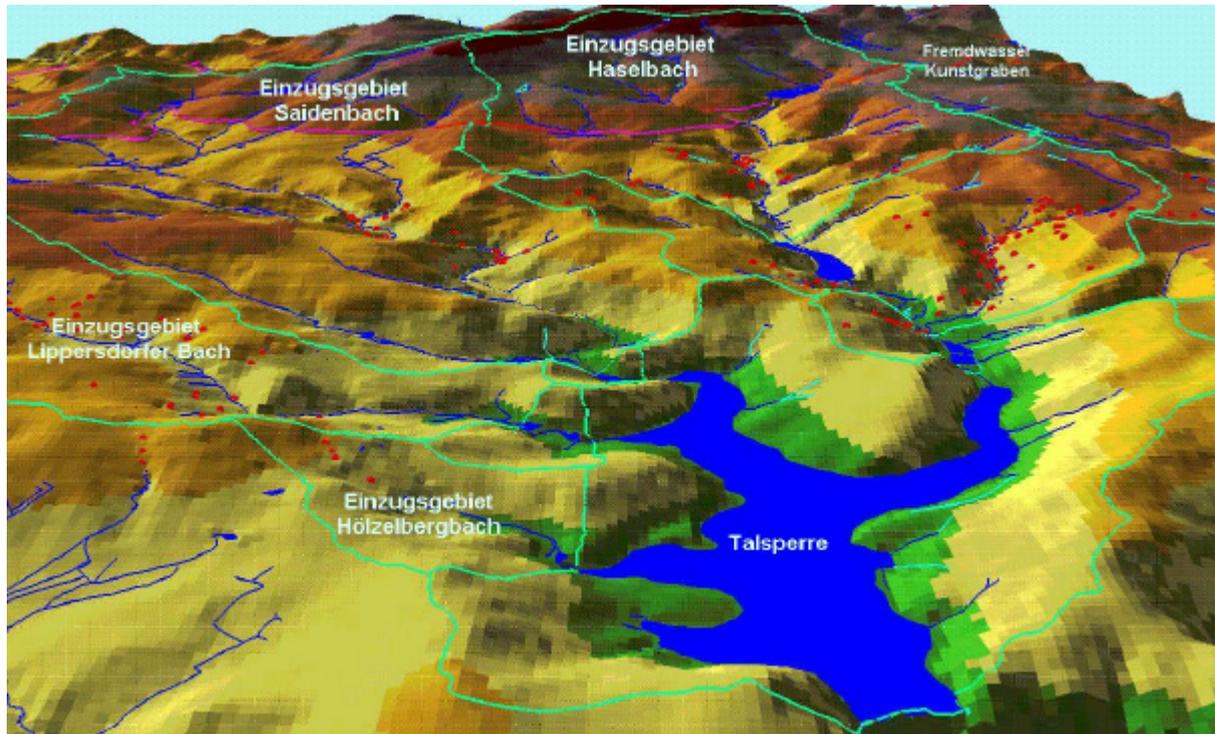


Abb. 5-4: 2,5 D-Visualisierung von DGM, Vorflutereinzugsgebieten, Gewässernetz und Brunnenstandorten

5.1.2.2 Höhenschichtung und Schummerung

Höhenschichtungs- und Schummerungsinformationen werden im UIS in erster Linie für Visualisierungen des Untersuchungsraums verwendet. Die Verschneidung dieser Informationsebenen zu einem geschummerten Höhenschichtungsmodell führt zu einer unverzerrten Grundrissdarstellung des Reliefs mit sehr guten Ansichtseffekten (Abb. 5-4). Die Schummerung repräsentiert dabei den Grauwert, der sich aus der Lichtmenge ableitet, die eine Rasterzelle in Abhängigkeit von Neigung, Exposition und Lage der Lichtquelle (Beleuchtungshöhe und Beleuchtungsrichtung) erreicht. Die Überlagerung mit anderen Zusatzinformationen wie u.a. Teileinzugsgebieten, Gewässernetz, Brunnenstandorten oder Fließrichtungspfeilen des Direktabflusses ermöglichen Entscheidungshilfen bei der Planung und Durchführung von Feldarbeiten (Abschn. 4). Die Festlegung der Referenzbrunnen (Abschn. 7) wurde ebenso durch diese Themenlayer unterstützt wie die Auswahl der Profile zu den geophysikalischen Untersuchungen (Abschn. 4.1).

Die verwendete Software bietet weitere Möglichkeiten zur Darstellung der Geländeoberflächenausprägung. Beispiele sind das Erstellen von beliebigen Profilen (Abb. 5-5) und von multimedialen Rundflügen (u.a. UIS-Flug-1).

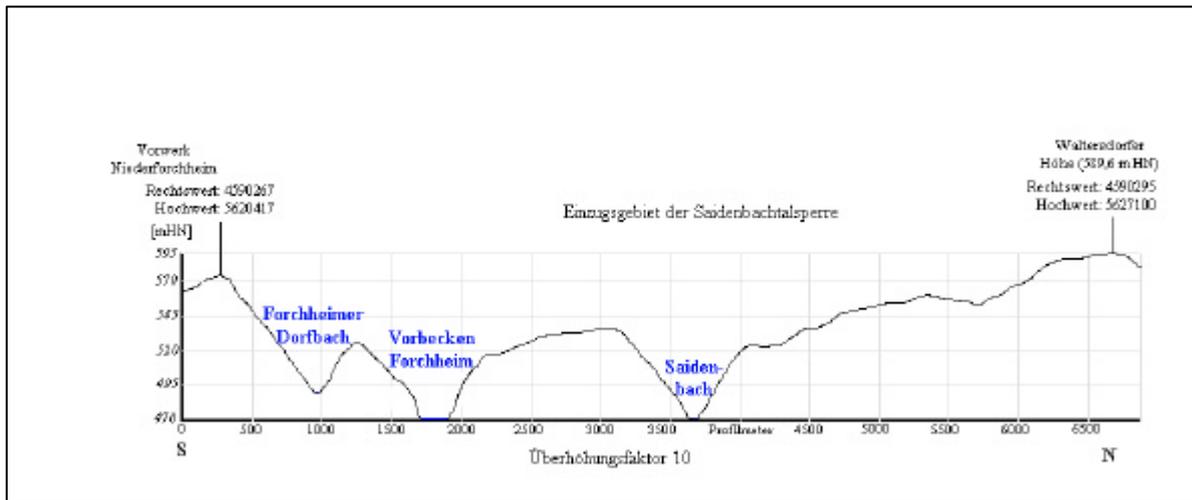


Abb. 5-5: Süd-Nord-Querschnitt durch das Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre auf Grundlage des DGM

Der Wasserspiegel der Saldenbachtalsperre liegt in Zeiten des Einstaummaximums bei 438,9 Metern HN (Quelle: TK10). Die Höhe des Wasserspiegels der Talsperre ist gleichbedeutend mit der tiefsten Lokalität im Westen des Untersuchungsgebietes. Die höchsten Erhebungen befinden sich mit Saldenberg (700,7 Meter HN) und Voigtsdorfer Höhe (707 Metern HN) am Ostrand des Untersuchungsraums (vgl. Karte UIS-5).

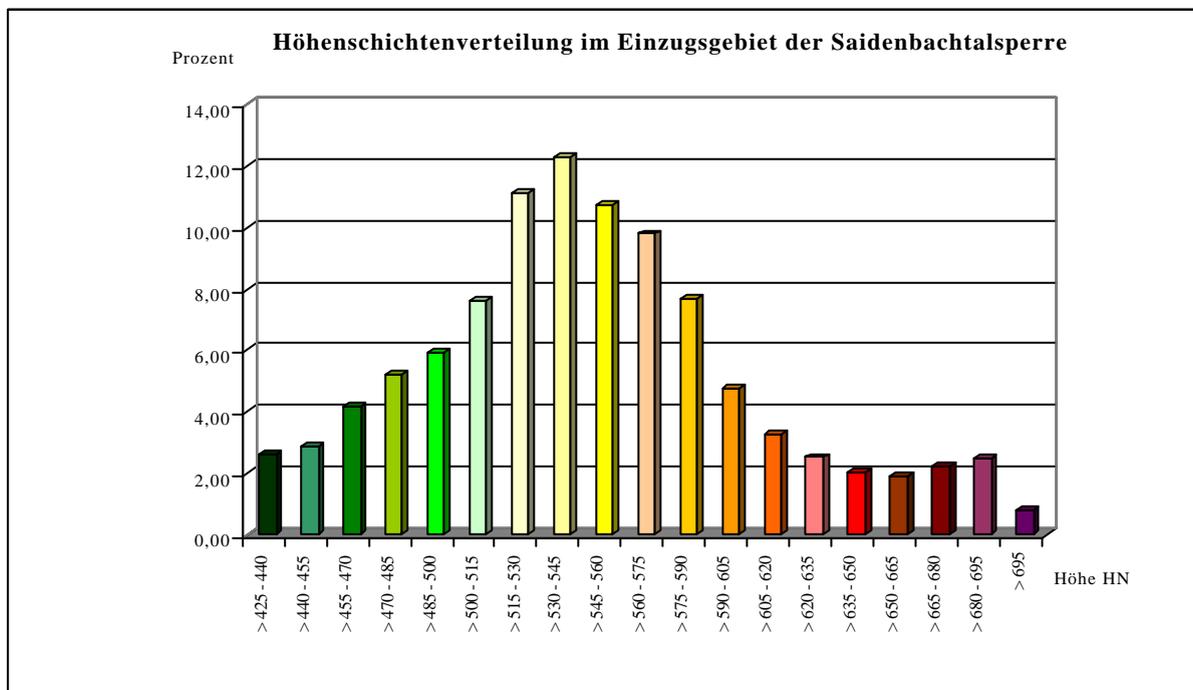


Abb. 5-6: Höhenschichtenverteilung im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre abgeleitet aus dem DGM

Etwa 50 % des Einzugsgebietes sind Höhenlagen zwischen 500 und 575 Metern HN zuzuordnen (Abb. 5-6). Die landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre sind somit dem Grenzbereich der Agrarstrukturgebiete 4 (Erzgebirgsvorland) und 5 (Erzgebirgskamm) zuzuordnen (BUFE et.al., 1996).

5.1.2.3 Hangneigung

Die Neigung spiegelt den Winkel von der Horizontalebene zum Bezugspunkt (Rasterpunkt) wider (vgl. STANGER, 1982). Eine Angabe ist sowohl in Grad (0-90) als auch in Prozent üblich.

Abbildung 5-7 zeigt die prozentualen Anteile der aus dem DGM klassifizierten Hangneigungen nach KA4 (AG BODEN, 1994) für den Untersuchungsraum mit zugehörigen Nutzungsanteilen ausgewählter Nutzungsarten.

Mehr als 50 % des Untersuchungsgebietes sind zwischen 3 und 7 Grad geneigt. Das arithmetische Mittel der Hangneigungen liegt bei 5,37 Grad (vgl. Karte UIS-6), die Standardabweichung beträgt [$s = 3,31$ Grad]. Mit 62 % ist die Mehrzahl der 1993 intensiv ackerbaulich genutzten Flächen unter 5 Grad geneigt. 13 % der Waldflächen weisen Neigungen von mehr als 10 Grad auf, während nur 6 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen (5% Grünland, 1% Ackerland) dieser Klassifizierung zuzuordnen sind. Neigungssabhängige Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vermindern folgernd deutlich das Erosionsrisiko der Hangstandorte.

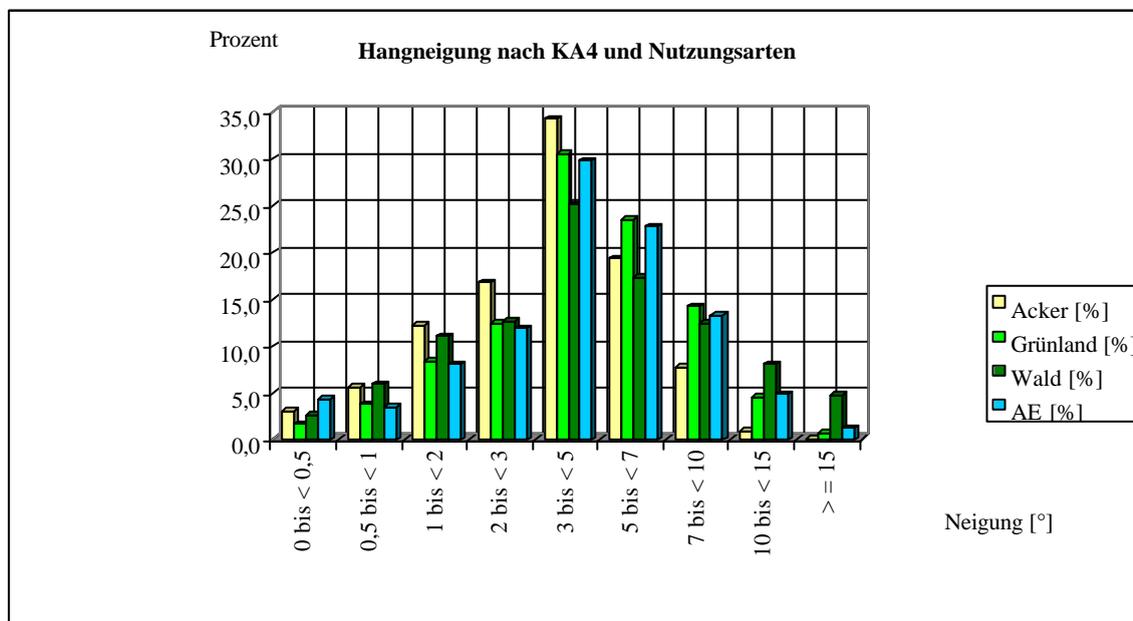


Abb. 5-7: Prozentuale Verteilung der Hangneigungsklassen nach KA4 und ausgewählten Nutzungsarten (1993) im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre

5.1.2.4 Hanglänge

Die Hanglänge gibt im UIS die Entfernung an, die ein Partikel bei angenommener Wasserdurchlässigkeit der Geländeoberfläche in Abhängigkeit von der Neigung und Fließrichtung zwischen der nächsten Wasserscheide und dem Bezugspunkt (Rasterpunkt) zurücklegt. Die Berechnung ist in ARC/INFO (1998), ARC/INFO (2000) und ARCVIEW (1998) nicht Standard (Tab. 5-1) und erfolgt über in das UIS eingebundene AML-Programme nach HICKEY, SMITH & JANKOWSKI (1994).

Das arithmetische Mittel der Hanglänge beträgt im Untersuchungsraum 107,6 Meter. Die Standardabweichung liegt bei $[s = 123 \text{ Meter}]$. Das Hanglängenmaximum ist im Nordabfall des Saidenbergs in Richtung Obersaida mit 1590 Metern gegeben (Karte UIS-8).

5.1.2.5 Exposition

Die Exposition (Karte UIS-7) stellt die Lagebeziehung eines Abschnittes der Reliefoberfläche zur Himmelsrichtung dar (0 – 360 Grad). Sie ergibt sich aus der Richtung des Neigungsvektors mit maximalem Neigungswinkel zur Horizontalebene (vgl. STANGER , 1982). Durch die Exponiertheit eines Geländeabschnittes werden u.a. klimatische Faktoren (Temperatur, Strahlungsbilanz), Möglichkeiten der anthropogenen Nutzung, Bodenwasserhaushalt und Vegetation beeinflusst (Abschn.8.1). Expositionsbedingte diffuse Schadstoffeinträge spielen im Mittleren- und Westerzgebirge eine wesentliche Rolle (vgl. u.a. LORZ, 1999, BOZAU, 1995; Abschn. 6.4.1).

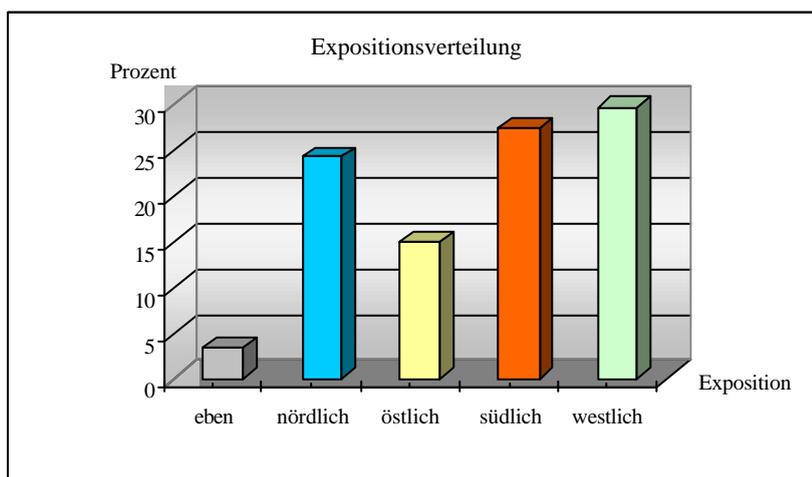


Abb. 5-8: Expositionsverteilung der Geländeoberfläche des Einzugsgebietes Saidenbachtalsperre

(Karte UIS-5). Die mit 3,5 % beteiligten ebenen Flächen beruhen größtenteils auf den Wasserflächen der Stauhaltungen, da diese im DGM mit der Wasserspiegellhöhe versehen wurden. Die Reliefausprägung der Stauseeböden wurde ebenso vernachlässigt wie sich im hydrologischen Jahr ändernde Wasserspiegellhöhen.

Die Geostatistik zur Expositionsverteilung der Geländeoberfläche des Einzugsgebietes ergibt eine annähernd gleichmäßige Verteilung von nördlichen, westlichen und südlichen Hanglagen (Abb. 5-8). Der Anteil östlich exponierter Flächen dagegen ist beträchtlich geringer und auf den Anstieg des Untersuchungsgebietes von West nach Ost zurückzuführen

5.1.2.6 Vertikal- und Horizontalwölbung

Die Wölbung oder Krümmung beschreibt den Wölbungsradius eines Bezugspunktes (Rasterpunkt). Dabei erfolgt eine Unterscheidung von Vertikal- und Horizontalwölbung. Die Vertikalwölbung entspricht der Änderung der Neigungsstärke in Hangfallrichtung. Die Horizontalwölbung entspricht der Änderung der Exposition in Hangstreichrichtung (KÖTHER & LEHMEIER, 1991). Jeweils erfolgt eine Differenzierung der Wölbungsradien in konkav und konvex. Horizontal- und Vertikalwölbung lassen sich mit der verwendeten Software auch in separaten Rasterfiles speichern.

Die Wölbung der Geländeoberfläche ist für die laterale Wasserbewegung auf und in dem Boden von Bedeutung. Durch die Berechnung aus dem DGM werden Konvergenzbereiche mit konvergierendem und Divergenzbereiche mit divergierendem Oberflächenabfluss bei angenommener Wasserundurchlässigkeit der Erdoberfläche modelliert.

Konvergenzbereiche sind im Vergleich zu Divergenzbereichen potentiell feuchtere Standorte. In ihnen wird häufig erodiertes feinkörniges Bodenmaterial akkumuliert (Abschn. 3.5). In Senkenbereichen der Geländeoberfläche ist die Ausbildung von grundwasser- bzw. staunässebeeinflussten Böden demzufolge sehr wahrscheinlich. Die Hinterlegung der GPS-eingemessenen Referenzbrunnenlagen mit dem DGM- abgeleiteten Wölbungsraster ergab, dass sich bei 30 eingemessenen Brunnen 82 Prozent in konkaven Hangbereichen befinden. Das unmittelbare Umfeld der Referenzbrunnen ist bei etwa 60 Prozent durch Staunässe geprägt.

5.1.2.7 Potentielle Erosionsdisposition

Erosionsprozesse beeinflussen die Brunnenwasserqualität nur indirekt (Abschn. 3.5). Dennoch geben im UIS abgeleitete Untersuchungsergebnisse zur Erosionsdisposition wichtige Aufschlüsse zur Bewertung des Landschaftshaushalts.

Die Anfälligkeit eines Bodens gegenüber der Erosion durch Wasser ergibt sich aus der Funktion der Erosivität der Niederschläge und der Erodierbarkeit des Standortes (AG Boden, 1994). Die Abschätzung des potentiellen jährlichen Bodenabtrags begrenzt sich im UIS auf die Anwendung der Universellen Bodenabtragungsgleichung (Universal Soil Loss Equation, USLE) von WISCHMEIER & SMITH (1978) unter Verwendung von aus der KA3 (AG BODEN, 1982) und der KA4 (AG BODEN, 1994) abgeleiteten Eingangsparametern. Das Relief wird in dieser Gleichung durch den LS- Faktor berücksichtigt. GRIFFIN, BEASLEY, FLETCHER & FOSTER (1988) sowie MOORE & WILSON (1992) bezeichnen die Generierung dieses Faktors als das größte Problem bei der GIS-basierten Anwendung der USLE. Der LS-Faktor ist ein Index aus der erosiven Hanglänge (Abschn. 5.1.2.4) und der Hangneigung (Abschn. 5.1.2.3) und wird im UIS über AML-Programme nach HICKEY, SMITH & JANKOWSKI (1994) berechnet. Für drei Viertel der 1993 ackerbaulich genutzten Flächen liegt der LS-Faktor unter dem arithmetischen Mittelwert von 1,32 (Abb. 5-9). 1993 entfiel demnach nur ein geringer Teil der

landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Standorte, die von Seiten des Reliefs eine hohe potentielle Ersosionsgefährdung aufweisen. Potentiell hohe Bodenabträge durch große Hanglängen bei relativ starker Neigung um 7 Grad sind u.a. an den Nord- und Westhängen des Saldenbergs zu erwarten (Karte UIS-9).

Zur Modellierung detaillierter und pflanzenspezifischer Bodenabtragsraten bedarf es der Verwendung komplexer, physikalisch basierter Modelle, wie sie im Untersuchungsraum umfangreich angewendet und kalibriert wurden (WERNER, MICHAEL & SCHMIDT, 1993; WERNER, 1995). Die Integration dieses deterministischen Modells in das UIS ist unproblematisch, wie beispielhafte Berechnungen durch einen betreuten Diplomanden zeigten. Das Prä- und Postprocessing kann vollständig im UIS erfolgen (Abschn. 2.2).

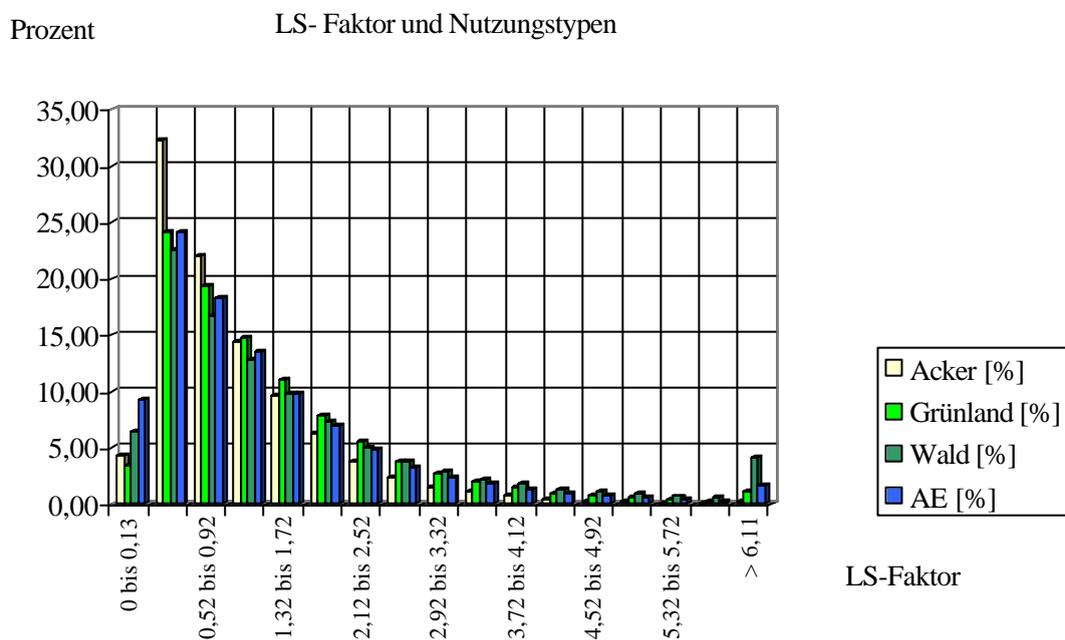


Abb. 5-9: Prozentuale Verteilung des LS-Faktors und ausgewählter Nutzungsarten (1993) im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre

5.2 Analysen zum Landschaftswasser- und Stoffhaushalt

5.2.1 Methodik und Programmablauf

Von besonderem Interesse für die Gefährdungsabschätzung der Belastungssituation in den Flachbrunnen ist auf Grund der hydrogeologischen Situation der Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone (Abschn. 4.3.1) und die Quantifizierung diffuser Stoffein- und austräge aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Um zu einer effektiven Interpretation und Bewertung dieser Prozesse zu gelangen, wurde die AVENUE-basierte GIS-Applikation „WRAP – WATERSHED RISK ANALYSIS“ (THÜRKOW, 2000b) unter ARCVIEW entwickelt. Basis ist die in Abschn. 2.1 umfangreich erläuterte Soft- und Hardwarekonfiguration des UIS Saidenbachtalsperre (Abb. 2-8).

Folgende Anforderungen stellten sich vor der Programmierung an diese GIS-Applikation:

- Anwenderfreundliche und effiziente Analyse wesentlicher Komponenten des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts als Grundlage zur Gefährdungsabschätzung des oberflächennahen Grundwassers sowie zur Bewertung der Belastungssituation in den Hausbrunnen
 - Generierung von Schnittstellen zu den RDBMS-gespeicherten Informationen zur Nutzung und Bewirtschaftung sowie Witterung und Brunnenwasserbeschaffenheit als Voraussetzung für die Analyse und Bilanzierung von schlag- und teilschlagbezogenen Stoffeinträgen und Stoffausträgen (Abschn. 2.1)
 - Funktionen zur Geostatistik für eine schnelle Erstbewertung der Standortfaktoren innerhalb des Programms
 - Mesoskalige Bilanzierung des Landschaftswasserhaushalts auf Basis amtlich verfügbarer bzw. im UIS ohnehin erhobener Geodaten (Tab. 2-2) bzw. aus diesen ableitbaren Modelleingangsparametern (u.a. AG BODEN, 1994; DVWK, 1996; DOMMERMUTH & TRAMPF, 1991; GROßMANN, 1996; MANIAK, 1997; RENGER et.al., 1974)
- Generierung von Schnittstellen zu externen Tabellenkalkulationsprogrammen über dBase-Exportdateien als Basis für eine komplexe statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse
- Evaluierung der Teilmodelle zu den N-A-Prozessen durch für den Untersuchungsraum vorhandene Abflussaufzeichnungen
- Möglichkeiten der Mehrfachnutzung der gesamten Applikation und von Teilmodulen an der Sektion Hydrogeologie, durch Ämter und Behörden im Untersuchungsraum und darüber hinaus

Die **zeitgleiche Analyse** wesentlicher Komponenten **des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts** wird durch die Implementierung nachfolgend aufgeführter Bewertungsmethoden und –werkzeuge unterstützt. Die Modellierung **erfolgt einzugsgebietsbezogen** (Abb. 5-10):

1. Detaillierte Erfassung und Bewertung des Naturraums:
 - Berechnung und Sichtung von Reliefparametern aus dem DGM (vgl. Abschn. 5.1.2).
 - Sichtung der räumlichen Boden- und Nutzungsinformationen aus dem UIS sowie Verschneidung mit den zugehörigen Boden- und Nutzungskennwerten aus Datenbibliotheken (Modell-Eingangsparameter-Datenfiles)
 - Statistische Auswertung der geladenen Datenebenen in Tabellen, Diagrammen und Informationstafeln (MESSAGE BOX)
2. Detaillierte Erfassung der Witterung
 - Benutzerdefiniertes Laden der Klimazeitreihen je nach Datenverfügbarkeit bis in stündliche Auflösung
3. Modellierung der Hauptphasen der Niederschlags-Abfluss-Prozesse (N-A-Prozesse)
 - Berechnung der potentiellen und aktuellen Evapotranspiration
 - Berechnung des Direktabflusses
 - Berechnungen zum Retentions- und Translationsverhalten
 - Berechnung des Bodenwasserhaushaltes einschließlich Versickerung
4. Schlagbezogene Analyse der Bewirtschaftung, Stoffeinträge und Stoffausträge sowie zusätzlicher Kennwerte der Stickstoffauswaschung aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Brunnenanstrom durch dynamische Anbindung von Informationen der Sächsischen Schlagkarte gemäß SächsSchAVO (1994)
 - Fruchtart, Bodenbearbeitung, organische und mineralische Düngung (Nährstoffeintrag von Kalium, Phosphor, Kalzium und Magnesium), Ernte (Nährstoffentzug durch Kulturpflanzen)
 - Restmengen mineralisierten Stickstoffs (N_{\min}) zu Vegetationsende und Vegetationsbeginn in verschiedenen Bodentiefen
 - Stickstoffflächenbilanzen durch Berechnungen aus Stickstoffzufuhr minus Stickstoffentzug
5. Analyse hydrochemischer Daten zur Brunnenwasserqualität durch Anbindung der Milieuparameter und enthaltener Hauptkationen und -anionen aus der Beprobungskampagne (Abschn. 6.3)
 - Quantifizierung der Stoffausträge mit dem Brunnenwasser
 - Quantifizierung von Stickstoffauswaschung und Nitratgehalt des Sickerwassers durch Verschneidung mit den Untersuchungsergebnisse aus der N-A-Modellierung

6. Ausgabe gewonnener Informationen in Exportdateien wie dBase-Tabellen, Diagrammen, SHAPEFILES und Thematischen Karten (LAYOUTS)
7. Konfliktanalyse, Gefährdungsabschätzung und Bewertung der Belastungssituation
 - Direkte Bewertung der Untersuchungsergebnisse
 - Weitere Bewertung der Untersuchungsergebnisse mittels externer Softwareprogramme (z.B. Tabellenkalkulation - EXCEL)
 - gezielter Einsatz deterministischer Modelle zur Beschreibung und Klärung von Prozessen der Stoffdynamik mit der UIS-Konfiguration als Grundlage (im Rahmen dieser Arbeit aus Zeitgründen nicht erfolgt)

Abb. 5-10 veranschaulicht die beschriebene Methodik und den Programmablauf innerhalb der GIS-Applikation „WRAP“.

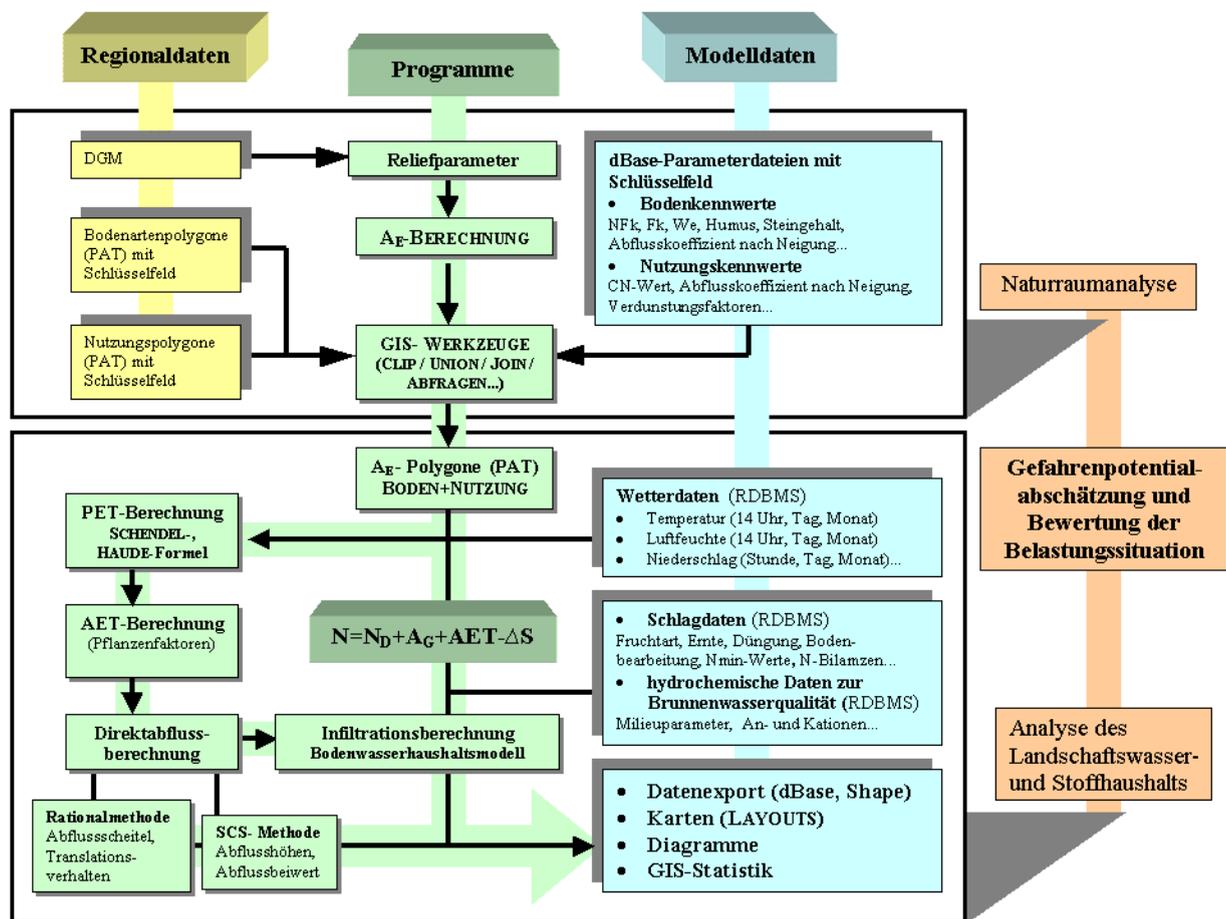


Abb. 5-10: Datenebenen und Programmablauf von „WRAP“ zur einzugsgebietsbezogenen Bilanzierung des Landschaftswasserhaushalts und Bewertung des Stoffeintrags und Stoffaustrags (Abkürzungen nach DIN 4049-1 (1992) – vgl. Abb. 5-12)

Voraussetzung für die Programminitialisierung ist das DGM (Abschn. 5.1), auf dessen Grundlage zunächst die **morphologischen Daten** für einen Untersuchungsraum berechnet, visualisiert und geostatistisch ausgewertet werden (Abschn. 5.1.2). Der Bezugspunkt zur Berech-

nung eines Einzugsgebietes kann vom Anwender beliebig definiert werden (z.B. Hausbrunnen, Vorfluter, Stausee).

Im nächsten Schritt werden die digitalisierten Themen **Nutzung** und **Bodenarten** (Tab. 2-2) einschließlich der dazugehörigen POLYGON-ATTRIBUT-TABELLEN (PAT) initialisiert und mit dem berechneten Einzugsgebiet ausgeschnitten (CLIP-Funktion). Über „Schlüsselfelder“ erfolgt die Anbindung der spezifischen **Nutzungs- und Bodenartenkennwerte** an die jeder homogenen Teilfläche zugeordneten PAT aus den Modellparameterdateien (dBase) über JOIN-Funktionen. Nachfolgend werden die Eingangsdaten von Boden und Nutzung zu einem **Basisthema** für die Modellierung des Wasserhaushalts verschnitten (UNION-Funktion) und überflüssige Felder aus der PAT gelöscht. Danach erfolgt das Ausladen nutzerdefinierter Zeitreihen von **Klimadaten** optional aus den Datenbanken „HYGEO“ oder „AMETADAT“ (Abschn. 2.1) und die Berechnung der **potentiellen Evapotranspiration** für jede Teilfläche des Basisthemas.

Über die angebundene Nutzungs- und Bodenkennwerte jeder Teilfläche des Einzugsgebietes im PAT erfolgen anschließend die täglich oder monatlich aufgelösten Berechnungen zur **aktuellen Evapotranspiration**, zum **Direktabfluss (effektiven Niederschlag)** und zur **Infiltration** aus der Bodenzone. Dabei werden die anbaukulturspezifischen Kennwerte eines oder mehrerer im Einzugsgebiet befindlicher Ackerschläge für jeden Zeitschnitt des Bilanzierungszeitraums aus den RDBMS ausgelesen und dynamisch bei den Berechnungen berücksichtigt. Anschließend erfolgt die flächengewichtete Zusammenfassung der berechneten Wasserhaushaltskomponenten zu einzugsgebietsbezogenen Mittelwerten im Tages- oder Monatsraster in einem dBase-Exportdatei.

Zusätzlich können **oberirdische Abflüsse** für beliebige Niederschlagsintensitäten in Form von **Scheitelabflussmengen** berechnet werden. Darüber hinaus sind Berechnungen zum **Translationsverhalten** in dem definierten Einzugsgebiet möglich.

Abschließend werden dem Anwender Möglichkeiten gegeben, schlagbezogene **statistische Daten der Bodennutzung** und **hydrochemische Daten zur Brunnenwasserqualität** der im Einzugsgebiet befindlichen Brunnen für den Bilanzierungszeitraum aus den RDBMS auszulesen, in Informationstafeln sichtbar zu machen und über Abfragen mit den Exportdateien (SHAPE, dBase) des Programms zu verschneiden.

Weiterhin bestehen innerhalb des Standard-GUI von ARCVIEW ohnehin Möglichkeiten der Darstellung der Untersuchungsergebnisse in LAYOUTS und thematischen Karten sowie in Diagrammen.

In Abb. 5-11 sind beispielhaft Auszüge der Benutzeroberfläche von „WRAP“ aufgezeigt. Jedem Button des Hauptmenüs ist ein Untermenü zugeordnet, welches die Ausführung der jeweiligen Teilmodule und Teilmodelle ermöglicht. Eine umfangreiche Darstellung und Erläuterung der Programmabläufe erfolgt in der noch nicht fertiggestellten Dokumentation zu „WRAP“, die in Kürze auch als AVENUE-Extension zur Verfügung stehen soll.

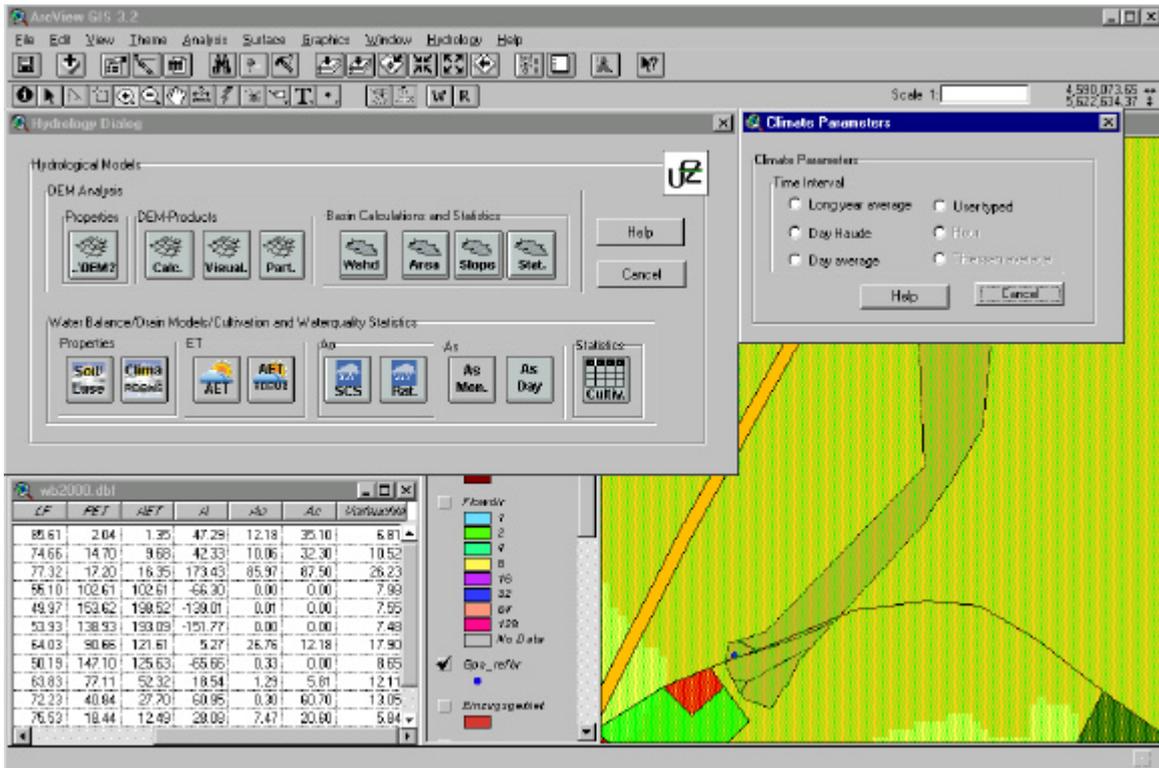


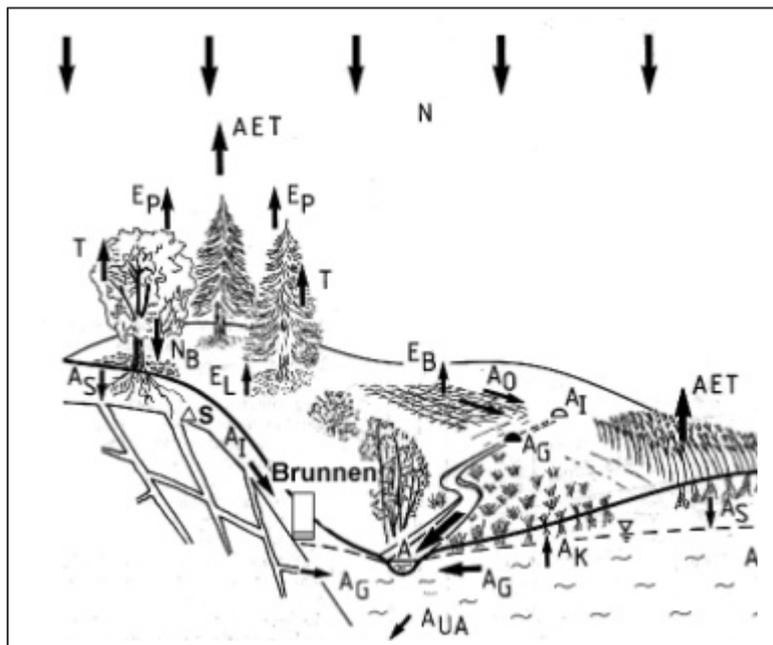
Abb. 5-11: Hauptmenü der GIS-Applikation „WRAP“ einschließlich des Untermenüs zur Selektion der Klimadaten und einem Beispiel für ein dBase-Exportdatenfile nach Abschluss der N-A-Berechnungen

5.2.2 Niederschlags-Abfluss-Bilanzierung

Eine primäre Grundlage für die detaillierte Erfassung und Bewertung der Belastungssituation sind die in „WRAP“ integrierten Teilmodelle zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung des Landschaftswasserhaushalts. Deshalb soll auf die verwendete Methodik und Untersuchungsergebnisse in den folgenden Kapiteln detaillierter eingegangen.

Im Niederschlags-Abfluss (N-A)-Modell erfolgen Berechnungen für die Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung **Niederschlag (N)**, **potentielle** und **aktuelle Evapotranspiration (PET und AET)**, **Direktabfluss (N_D)**, **Versickerung (A_S)** sowie zum **Retentionsvermögen** und **Translationsverhalten** eines Einzugsgebietes (Abb. 5-10).

Abb. 5-12 zeigt das Modell eines Einzugsgebietes mit zugehörigen Erklärungen der zahlreich verwendeten Abkürzungen nach DIN 4049-1 (1992).



Erläuterungen der Abkürzungen nach DIN 4049-1 (1992):

- AET Aktuelle Verdunstung
- N Niederschlag
- Ep Pflanzeninterzeptions-
evapotranspiration
- T Transpiration
- N_B Bestandsniederschlag
- E_L Streuinterzeptions-
evapotranspiration
- E_B Bodenevapotranspiration
- A_O Oberflächenabfluss
- A_I Zwischenabfluss (In-
terflow)
- A_G Grundwasserabfluss
- A_S Infiltration
- A_K Kapillarer Wasseraufstieg
- A_{UA} Unterirdischer Abstrom
- A_{UZ} Unterirdischer Zustrom
- A Gesamtabfluss
- ΔS Speicherungs- und Was-
sergehaltsänderungen der
ungesättigten Bodenzone

Abb. 5-12: Modell eines Einzugsgebietes
(Quelle: WOHLRAB et.al., 1992 leicht verändert)

5.2.2.1 Modelleingangsdaten Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte

Zunächst musste für das Einzugsgebiet eine gebietsspezifische Diskreditierung von Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte erfolgen. Mehrjährige, geschlossene Zeitreihen für diese Daten lagen für den Untersuchungsraum jedoch lediglich für die Klimastation Reifland (Talsperrenverwaltung Reifland, Zeitreihe 1975-2000) vor. Daten weiterer 11 Messstationen im erweiterten Untersuchungsgebiet beschränkten sich auf Sommerhalbjahresmessungen der Niederschläge in stündlicher Auflösung für die Jahre 1983 bis 1992^{5/1}, auf dessen Grundlage trotz der unvollständigen Datenbasis eine Differenzierung der Niederschlagsverteilung versucht wurde.

Dazu erfolgte eine Regionalisierung der Punktmessdaten mittels THIESSEN-Polygonmethode. Andere Regionalisierungsansätze erwiesen sich in diesem Fall als ungeeignet (Abschn. 2.2). Im Rahmen der THIESSEN-Polygonmethode ist der mittlere Niederschlag das gewichtete arithmetische Mittel aller Messungen P_i ($i = 1, n$).

$$P_i = \left(\frac{1}{A_T} \right) * 3 A_i P_i \quad \text{(Gleichung 5-1)}$$

A_i = Fläche eines Thießen-Polygons um die Station i
 A_T = Gesamtfläche des Gebietes = $3 A_i$

^{5/1} Quelle: TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

Auf Grund der benannten Datenbasisdefizite wurden die Werte des Winterhalbjahres durch die Messwerte der Station Reifland ergänzt. Räumliche Unterschiede in der Niederschlagsverteilung als mögliche Eingangsdatenebene für die Wasserbilanzierungen sind demnach nur Näherungen an die tatsächlichen Gegebenheiten resultierend aus den Sommerhalbjahresmessungen.

Grundlage für die Berechnung gemittelter Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung sollte ein möglichst langer Zeitraum sein. In den Jahren 1983 bis 1992 fiel wesentlich weniger Niederschlag, als im langjährigen Mittel. Deshalb wurden die Monatsmittelwerte und die durchschnittlichen Jahreswerte mit der mehrjährigen Messreihe der Station Reifland (1975-1999) korrigiert. Die sich aus den THIESENPOLYGONEN ergebende maximale Abweichung der Jahresniederschläge innerhalb des Untersuchungsraums beträgt etwa 60 mm. Da im mehrjährigen Mittel etwa 85% der Grundwasserneubildung im Winterhalbjahr erfolgen und sich die Unterschiede in der Niederschlagsverteilung lediglich auf die Sommerhalbjahre einer für die Brunnenuntersuchungen wenig repräsentativen Zeitreihe beziehen, wurden die Wasserbilanzierungen der Referenzbrunnen (1996-2000) letztendlich mit den umfassend zur Verfügung stehenden Klimadaten der Stationen Reifland und Forchheim gerechnet. Regionalisierte Niederschlagswerte aus der THIESENPOLYGONMETHODE fanden z.B. bei Wasserbilanzierung für den gesamten Untersuchungsraum Berücksichtigung (Abschn. 5.2.2.6, Tab. 5-11).

Generell erfolgte eine Messfehlerkorrektur aller Niederschlagswerte mit dem Faktor 1,09 (vgl. DVWK, 1996), da Niederschlagsmessungen häufig Messfehlern unterlegen sind. Diese entstehen vornehmlich durch Veränderung des Windfeldes, Benetzungsverluste an den Trichterwänden, Verdunstung aus den Sammelgefäßen und bei sehr geringen Niederschlagsintensitäten unterhalb der Ansprechschwelle des Messgerätes (MANIAK, 1997).

5.2.2.2 Verdunstungsmodell

Als **potentielle Evapotranspiration** (Referenzevapotranspiration) PET wird diejenige Wasserdampfmenge in [mm/Δt] bezeichnet, die von einer ganz oder teilweise mit Vegetation bedeckten Fläche bei ungehindertem Wassernachschub maximal in die Atmosphäre transferierbar ist (MANIAK, 1997). Die im Modell je nach verfügbarer Datenbasis angewendeten Methoden zur Berechnung der PET nach HAUDE und nach SCHENDEL sind einfach anzuwenden und lassen die Größenordnungen der Verdunstung ermitteln (HÖLTING, 1992).

$$PET_{Schendel} = \left(\frac{T}{LF} \right) * 480 \quad [\text{mm}] \quad (\text{Gleichung 5-2})$$

T: Monatsmittel der Temperatur

LF: Monatsmittel der Luftfeuchte

$$PET_{Haude} = f_H * P_{14} \left(1 - \frac{F_{14}}{100} \right) \quad [\text{mm/d}]$$

(Gleichung 5-3a)

$$P_{14} = 4,58 * 10^{\frac{7,45*t}{235+t}} \quad [\text{mbar}]$$

(Gleichung 5-3b)

- f_H: Monatskoeffizient
- P₁₄: Sättigungsdampfdruck der Luft um 14 h
- F₁₄: relative Luftfeuchte um 14 h
- t: Lufttemperatur um 14 Uhr

Bei Verwendung des HAUDE-Verfahrens wird auf die empirisch für Böden mit hohem Grundwasserstand gewonnenen HAUDE-Faktoren f_H nach DIN 19685 (1979) zurückgegriffen. Für Aussagen über die Verdunstung einzelner Tage sind beide Verfahren zu ungenau. Bei Monatssummen sowie langjährigen Mitteln und für einen regionalen Überblick über den Wasserhaushalt größerer Gebiete hat sich in Deutschland insbesondere das HAUDE-Verfahren bewährt (DOMMERMUTH & TRAMPF, 19991). Die berechneten Werte der PET nach der SCHENDEL-Formel aus den arithmetischen Monatsmitteln von Temperatur und Luftfeuchte der Station Reifland (1975-1999) führen für das Untersuchungsgebiet zu vergleichsweise guten Ergebnissen (Tab. 5-2 und Tab. 5-11).

Für Reifland ergibt sich eine mittlere potentielle Jahresverdunstung von 535 mm. Vergleichsweise findet sich in der Literatur (DVWK, 1996) für den im Nordwesten des Einzugsgebietes gelegenen Lippersdorfer Bach ein Wert von 530 mm/a. Für das Einzugsgebiet des Hölzelbergbachs wurden im mehrjährigen Mittel 566 mm/a Evapotranspiration ermittelt (REICHEL, 1998). Auf detailliertere Ansätze zur Berechnung der Evapotranspiration wurde auch wegen der erzielten guten Ergebnisse verzichtet. Eine zusätzliche Integration weiterer Verdunstungsmodelle in „WRAP“ ist jederzeit möglich.

Die **reale (aktuelle) Evapotranspiration** AET ist die tatsächliche Verdunstung in [mm/Δt]. Sie wird auf der Grundlage der PET (Referenzevapotranspiration über Grünland) ermittelt. Für die verschiedenen Nutzungsformen und Ackerkulturen wurden aus der Literatur spezifische, zeitlich gebundene Umrechnungsfaktoren (u.a. DVWK, 1996; DOMMERMUTH & TRAMPF, 1991; GROßMANN, 1996) zur Ermittlung realer Evapotranspirationsraten aus der Referenzevapotranspiration entnommen (Tab. 5-3) und in der Modellparameterdatei für Nutzungskennwerte gespeichert (Abschn. 5.2.1).

Winterkulturen und Nadelwald weisen die höchsten Evapotranspirationsraten auf, Mais und Laubwald die niedrigsten (Tab. 5-4). Folglich sind nach klimatischer Wasserbilanz für Mais und Laubwald potentiell hohe Versickerungsraten zu erwarten.

Tabelle 5-2: Niederschlag und potentielle Evapotranspiration nach Monaten und Jahren des Untersuchungszeitraums und im mehrjährigen Mittel^{5/2}

Zeit	N(h _N) [mm]						PET nach SCHENDEL [mm]						Ø T [°C]	Ø LF [%]
	1996	1997	1998	1999	2000*	ZR**	1996	1997	1998	1999	2000*	ZR**	ZR**	ZR***
Jan	3	17	54	64	49	70	0	5	0	4	0	4	-1,2	83
Feb	41	86	46	128	52	53	0	8	6	0	11	2	-1,9	81
Mae	42	92	129	61	190	67	0	20	9	19	14	12	1,7	81
Apr	40	72	68	46	36	72	27	19	46	41	63	33	5,3	76
Mai	99	68	36	100	59	72	40	70	71	89	101	70	10,8	74
Jun	56	55	104	115	41	98	65	90	95	90	113	82	13,3	76
Jul	161	152	139	217	127	114	74	84	87	120	79	97	15,7	76
Aug	140	54	94	83	60	97	81	104	91	111	118	98	15,5	75
Sep	114	23	127	49	71	76	52	66	62	107	73	70	11,9	81
Okt	68	94	117	55	89	53	54	25	41	48	55	47	7,9	80
Nov	46	21	111	59	41	73	36	7	0	9	26	16	2,6	83
Dez	56	79	72	76	21	78	6	0	0	1	8	5	0,1	82
Σ / Ø	865	815	1096	1054	836	923	435	499	510	639	663	535	6,8	79

Tab. 5-3: Umrechnungsfaktoren ausgewählter Nutzungsarten^{5/3} zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration

Zeit	Ø Winter- kultur	Ø Som- merkultur	Mais	Ø Laub- wald	Ø Nadel- wald	Ø Grün- flächen	Ø Bebau- ung	Ø Misch- wald
Jan	0,89	0,67	0,67	0,05	0,4	0,53	0,61	0,23
Feb	0,89	0,67	0,67	0,01	0,2	0,51	0,55	0,11
Mae	0,9	0,73	0,64	0,19	0,67	0,60	0,72	0,43
Apr	0,94	0,75	0,46	0,34	1,2	0,67	0,89	0,77
Mai	1,22	1,07	0,62	0,79	1,33	0,90	1,03	1,06
Jun	1,36	1,28	0,92	1,01	1,23	1,01	1,06	1,12
Jul	1,29	1,32	1	1,22	1,18	1,11	1,10	1,20
Aug	0,81	0,99	1,03	1,05	1,01	1,03	1,02	1,03
Sep	0,78	0,81	1,03	0,73	0,86	0,87	0,90	0,80
Ok	0,87	0,67	1	0,46	0,6	0,73	0,77	0,53
Nov	0,89	0,67	0,67	0,05	0,35	0,53	0,60	0,20
Dez	0,89	0,67	0,67	0	0,25	0,50	0,56	0,13
Jahresmittel	0,98	0,86	0,78	0,49	0,77	0,75	0,82	0,63

^{5/2} Quellen der Klimadaten (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2):

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Versuchsstation Forchheim

** Landestalsperrenverwaltung Reifland (Zeitreihe 1975-1999)

*** Landestalsperrenverwaltung Reifland (Zeitreihe 1988-1999)

^{5/3} Quellen der Umrechnungsfaktoren:

DVWK (1996); DOMMERMUTH & TRAMPF (1991); SPONAGEL (1980);
Gewichtungsfaktoren bei Mischnutzungen nach GROSSMANN (1996) und
eigenen Methoden

Die durchschnittliche AET für das gesamte Einzugsgebiet liegt unter Verwendung der Klimadaten der Station Reifland (1975-1999) und des Nutzungszeitschnitts 1993 mit gemittelten Evapotranspirationsfaktoren der ackerbaulich genutzten Flächen bei 534 mm. Dieser Wert ist nicht sehr aussagekräftig, weil Verdunstungsfaktoren verschiedener Anbaukulturen weit streuen und real zu größeren Unterschieden zwischen potentieller und realer Evapotranspiration führen (Tab. 5-4).

Tab. 5-4: Aktuelle Evapotranspiration für ausgewählte Nutzungsarten im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre bezogen auf die Referenzevapotranspiration von Reifland (Zeitreihe 1975-1999)

Zeit	Ø Winterkultur	Ø Sommerkultur	Mais	Ø Laubwald	Ø Nadelwald	Ø Grünfläche	Ø Bebauung	Ø Mischwald	Grünland =ET _{pot}
Jan	3,4	2,6	2,6	0,2	1,5	2,0	2,4	0,9	3,9
Feb	1,0	0,8	0,8	0,0	0,2	0,6	0,6	0,1	1,2
Mae	10,1	8,2	7,2	2,1	7,5	6,7	8,0	4,8	11,2
Apr	31,2	24,9	15,3	11,3	39,8	22,2	29,4	25,5	33,2
Mai	86,4	75,8	43,9	56,0	94,2	63,4	73,0	75,1	70,8
Jun	110,3	103,8	74,6	81,9	99,8	81,5	86,0	90,9	81,1
Jul	127,0	129,9	98,4	120,1	116,1	109,3	108,3	118,1	98,4
Aug	79,1	96,7	100,6	102,6	98,7	100,2	99,2	100,6	97,7
Sep	54,4	56,5	71,8	50,9	59,9	60,3	62,6	55,4	69,7
Okt	42,4	32,7	48,8	22,4	29,3	35,6	37,3	25,9	48,8
Nov	14,9	11,2	11,2	0,8	5,9	8,8	10,1	3,4	16,8
Dez	4,9	3,7	3,7	0,0	1,4	2,7	3,1	0,7	5,5
Σ AET	565	547	479	448	554	493	520	501	538

5.2.2.3 Direktabflussmodell

Die vorhandenen Abflussaufzeichnungen lassen keine spezifischen Aussagen über die zeitliche und räumliche Ausprägung des Abflussgeschehens in den Brunneneinzugsgebieten zu. Für die Betrachtung des N-A-Prozesses eines Einzugsgebietes sind Ermittlungen der Direktabflussmenge eines Niederschlagsereignisses und der Anfangsverluste notwendig, deren Berechnung mit Hilfe des häufig angewendeten Verfahrens des US SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS) erfolgt.

Das SCS-Verfahrens wird den in Kapitel 5.2.1 definierten Modellanforderungen gerecht. Es wurde in den USA auf Basis zahlreich beobachteter Hochwasserereignisse und Messungen mit Infiltrometern für kleine Einzugsgebiete entwickelt. Der Modellansatz des Verfahrens ist empirisch. Die SCS-Gleichungen stellen Ergebnisse von Regressionsanalysen dar.

Auf Basis des SCS-Verfahrens wird der abflusswirksame Anteil des Niederschlags in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe sowie gebietspezifischer Parameter (Bodenbeschaffenheit, Vegetation, Landnutzung, Relief) ermittelt. Dabei wird die Infiltrationskapazität des Bodens durch seine mineralogisch- petrologischen Eigenschaften wie auch durch den Grad seiner Befeuchtung bestimmt (Tab. 5-5 und Tab. 5-6). Eine zeitliche und räumliche Bodencha-

rakterisierung erfolgt im Modell über dynamische Abfragen von Klima- und Bodenparametern aus den RDBMS. Aus den täglich aufgelösten Niederschlagsdaten wird der Vorfeuchteindex und daraus folgernd der Anfangsverlustfaktor für jeden Tag der Abflussbilanzierung berechnet (Tab. 5-5).

Tab. 5-5: Ermittlung der Bodenfeuchteklassen nach dem SCS-Verfahren

Bodenfeuchteklasse	Niederschlag der vorangegangenen 5 Tage [mm]	
	Vegetationsperiode	Vegetationslose Periode
I	<30	<15
II	30-50	15-30
III	>50	>30

Die Definition der SCS-Bodengruppe erfolgt über den spezifischen Wasserdurchlässigkeitsbeiwert (kf-Werte) einer Teilfläche, der aus der Bodenparametertabelle zugewiesen wurde (Tab. 5-6). Der überwiegende Teil der Böden des Untersuchungsraums geht nach diesem Verfahren als Bodengruppe C in die Berechnungen ein.

Tab. 5-6: Beschreibung und Anteile der SCS-Bodengruppen im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre

Bodengruppe	Kf-Wert [cm/d]	Beschreibung	Prozent A_E
A	>18	Böden mit großem Versickerungsvermögen (z.B. tiefgründige Sande und Kiese)	17,5
B	≤18 bis >9	Böden mit mittlerem Versickerungsvermögen, tief- bis mäßig tiefgründige Böden mit mäßig feiner bis mäßig grober Textur (z.B. Sandböden, Löss)	2,5
C	≤9 bis >3	Böden mit geringem Versickerungsvermögen, Böden mit feiner bis mäßig feiner Textur oder mit wasserstauer Schicht, (z.B. flachgründige Sandböden, sandiger Lehm)	79,5
D	≤3	Böden mit sehr geringem Versickerungsvermögen, Tonböden, sehr flache Böden über nahezu undurchlässigem Material, Böden mit dauernd sehr hohem Grundwasserspiegel	0,5

Die beschriebenen Einflussgrößen werden durch verschiedene GIS-Operationen im Programm für ein Einzugsgebiet zu homogenen Teilflächen zusammengefasst, für die sich summarisch ein einziger, flächengewichteter Abflusskennwert (CURVE NUMBER oder auch CN-Wert) ergibt. Der CN-Wert ist ein Maß für das maximale Speichervermögen ΔS eines Gebietes in Abhängigkeit von Boden, Nutzung, Neigung und Vorregen. Wird S sehr groß, geht CN gegen Null. Ist S = Null, fließt der gesamte Niederschlag ab.

In der Literatur finden sich eine Fülle von empirisch gewonnenen CN-Werten verschiedener Nutzungstypen für die SCS-Bodengruppen und Bodenfeuchteklasse II (z.B. MANIAK, 1997;

USDA, 1986). Ihre Gesamtheit ist in der Modellparameterdatei für die Nutzungskennwerte gespeichert. Waren für einige Fruchtarten keine CN-Werte zu recherchieren, werden Mittelwerte der übergeordneten Fruchtartengruppe zugewiesen.

$$S = 25,4 * \left[\left(\frac{1000}{CN} \right) - 10 \right] \quad (\text{Gleichung 5-4})$$

S: potentieller maximaler Rückhalt in [mm] (maximaler Bodenspeicher)

CN: Kurvennummer (Curve Number)

25,4: Umwandlungsfaktor von Zoll in mm

Der potentielle maximale Rückhalt S (maximaler Bodenspeicher) ist Voraussetzung zur Berechnung der Summe der anfänglichen Abstraktionen (Anfangsverluste) I_a . Unter den natürlichen Gegebenheiten in den USA wurde ein empirischer Wert von $I_a = 0,2S$ als günstige Eingangsgröße in die Formel zur Berechnung des Direktabflusses gefunden. Der so ermittelte Anfangsverlust ist jedoch für mitteleuropäische Verhältnisse oft zu hoch (MANIAK, 1997). Deshalb wurden zur Berechnung der abflusswirksamen Anteile der Niederschläge verschiedene Anfangsverlustszenarien gerechnet. Anfangsverluste von 10% des maximalen Speichervermögens des Bodens führen, validiert mit vorhandenen Abflussaufzeichnungen zu den besten Ergebnissen (Tab. 5-11).

Grundlage für die Berechnungen des Direktabflusses ist folgende Gleichung:

$$N_D = \frac{\left[\left(\frac{N}{25,4} \right) - \left(I_a * \left(\frac{10}{CN} \right) \right) + \left(\frac{I_a}{CN} \right) \right]^2}{\left(\left(\frac{N}{25,4} \right) + \left[\frac{(1000 - (I_a * 10))}{CN} \right] - \left[10 - \left(\frac{I_a}{10} \right) \right] \right)} * 25,4$$

N_D : Direktabfluss in [mm]

(Gleichung 5-5)

N: Niederschlag in [mm]

Die Gleichung ist nur für einen positiven Ausdruck im Zähler gültig. Bei negativem Vorzeichen findet kein Direktabfluss statt ($N_D = 0$). Als Abflussbeiwert ψ_0 eines Einzugsgebietes ergibt sich folgernd für einen Anfangsverlust von beispielsweise 10%:

$$\Psi_0 = \left[N - \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) * 25,4 \right]^2 \div N \left[N + 4 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) * 25,4 \right] \quad (\text{Gleichung 5-6})$$

Aus den in der Literatur aufgeführten CN-Werten für Bodennutzungen und Bodenarten der Bodenfeuchteklasse II lassen sich mit folgenden Gleichungen leicht CN-Werte für die Bodenfeuchteindizes I und III berechnen:

$$CN_I = \frac{CN_{II}}{2,334 - 0,01334CN_{II}}$$

(Gleichung 5-7a)

$$CN_{III} = \frac{CN_{II}}{0,4036 + 0,0059CN_{II}}$$

(Gleichung 5-7b)

Da in den Brunneneinzugsgebieten zumeist unterschiedliche Bodengruppen und Nutzungsarten nebeneinander ausgeprägt sind, werden die CN-Werte der extrahierten homogenen Teilflächen zu einem **flächengewichteten** CN-Wert zusammengefasst. Tabelle 5-7 zeigt ein generalisiertes Beispiel für den Nutzungszeitschnitt 1998 bei einheitlich unterstellter Bodengruppe C und Bodenfeuchteklasse II.

Tab. 5-7: Beispiel flächengewichteter CN- Werte für das gesamte Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre

Nutzung 1998; $\Delta CN = 54$	Fläche F [km ²]	Bodengruppe	Flächenanteil (Faktor)	CN	CN $\Delta F/F$
Bebauung/Wirtschaftshof	1,4	C	0,023	66	1,518
Straße	0,4	C	0,007	100	0,7
Wald stark aufgelockert	0,2	C	0,004	59	0,236
Grünflächen	0,9	C	0,015	54	0,81
Wasser	1,9	C	0,031	0	0
Acker	22,0	C	0,363	63	22,869
Grünland	20,6	C	0,339	51	17,289
Nadelwald	12,6	C	0,208	50	10,4
Laubwald	0,4	C	0,006	54	0,324
Mischwald	0,3	C	0,004	54	0,216

Auf Grundlage der ermittelten Direktabfluss,- Niederschlags,- und aktuellen Evapotranspirationsraten lassen sich mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung unterirdische und Gesamtabflusshöhen bestimmen.

Das SCS- Verfahren ist stark nichtlinear. Neben der erheblichen Generalisierung von Boden und Vorfeuchte ist auch die CN-Zahl-Zuweisung zu den spezifischen Nutzungstypen kritisch und oftmals sehr stark von der Interpretation des Bearbeiters abhängig. Deshalb ist die Kalibrierung des Modells mit vorhandenen N-A-Aufzeichnungen Voraussetzung, um zu annehmbaren Ergebnissen bei der Gebietsdiskreditierung der Direktabflüsse zu gelangen (Tab. 5-11).

5.2.2.4 Scheitelabfluss- und Translationsmodell

Die Berechnung von Direktabflüssen mittels SCS-Methode wird durch die Rationalmethode zur Abschätzung des oberirdischen Abflusses ergänzt, die gleichermaßen in den USA entwickelt wurde und breite Anwendung findet (USDA, 1986). Durch diese Methode werden im Modell Oberflächenabflussspenden (Scheitelabflüsse) für die jeweiligen Teileinzugsgebiete der Brunnen, Vorfluter oder Stauseen in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität berechnet. Zur Beschreibung des Translationsverhaltens eines Einzugsgebietes kommt dabei ein dimensionsloses Einheitsganglinienverfahren zur Anwendung. Die Einheitsganglinie (Unit Hydrograph) repräsentiert den Direktabfluss innerhalb eines vorgegebenen Zeitintervalls, der aus 1 mm abflusswirksamen Niederschlag resultiert. Sie wird aus morphometrischen Parametern des Einzugsgebietes abgeleitet.

$$T_c = \frac{58L}{A_E^{0,1} S^{0,2}} \quad (\text{Gleichung 5-8})$$

- T_c : Fließzeit bis zum Gleichgewichtszustand (=Konzentrationszeit) [min]
L: Maximaler Fließweg im Einzugsgebiet [km]
 A_E : Einzugsgebietsgröße [km²]
S: Mittlere Hangneigung der Hauptabflussbahn [m/km]

Grundlage für die Berechnung der Scheitelabflüsse sind die Abflusskoeffizienten (C-Faktoren) als Funktion von Nutzung, Neigung und Boden einer Teilfläche des PAT, Angaben zur Niederschlagsintensität und zur Größe des Einzugsgebietes (Gleichung 5-9).

Des Weiteren ist aus der im Modell "vorgeswitcheten" Bestimmung des Direktabflusses mit dem SCS-Verfahren die Niederschlagsmenge bekannt, die benötigt wird, um überhaupt Abfluss zu erzeugen.

$$A_o^{PEAK} = 0,278 * C * N * A_E \quad (\text{Gleichung 5-9})$$

- A_o^{PEAK} : Oberirdischer Scheitelabfluss [m³/s]
N: Niederschlagsintensität [mm/h]
C: Abflusskoeffizient als Funktion von Nutzungsart, Boden und Relief

Mit der beschriebenen Methodik lassen sich in den Brunneneinzugsgebieten effizient Abflussspenden und Fließzeiten des Direktabflusses in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität abschätzen, da nur geringe zeitliche Verzögerungen zwischen schnellem unterirdischen Abfluss und Oberflächenabfluss vorauszusetzen sind (Abschn. 7.2).

5.2.2.5 Bodenwasserhaushaltsmodell

In die Bilanzierungen zum unterirdischen Abfluss aus der klimatischen Wasserbilanz mittels SCS-Verfahren gehen die Speicherkapazitäten des Bodens und somit sein Retentionsvermögen nur generalisiert ein (Abschn. 5.2.2.3). Berechnete Mengen des unterirdischen Abflusses werden im N-A-Modell durch ein zusätzlich integriertes Bodenwasserhaushaltsmodell korrigiert. Das Bodenwasserhaushaltsmodell ermöglicht unter Verwendung längerer Zeitreihen die Ableitung mittlerer jährlicher Raten und Schwankungen (Häufigkeitsverteilungen) der Grundwasserneubildung. Grundlage des Verfahrens ist die klimatische Wasserbilanz (Niederschlag minus aktuelle Evapotranspiration) in Verbindung mit den bodenphysikalischen Kennwerten nutzbare Feldkapazität und kapillarer Aufstieg. Das Bodenwasserhaushaltsmodell wurde in seinen Grundzügen von THORNWAITE & MATHER (1955) erarbeitet und durch UHLIG (1959) in Deutschland eingeführt. RENGER et. al. (1974) nahmen weitere Differenzierungen vor. Inzwischen ist es in Mitteleuropa ein verbreitetes Instrumentarium für die Abschätzung der Grundwasserneubildung (z.B. DVWK, 1996; ALBRECHT & GROßMANN, 1995; WOHLRAB et.al., 1992; HEGER, 1978; MEUSER, 1989; SCHRÖDER & HAMELS, 1987; SOKOLLEK & SÜSSMANN (1981); SOKOLLEK, 1983; SPONAGEL, 1980; WESSOLEK et.al., 1992 sowie GROßMANN, 1996) und wurde dabei des öfteren weiterentwickelt. Die GIS-Einbindung dieses Modellansatzes bot sich an, weil er den in Kapitel 5.2.1 definierten Anforderungen entspricht und die Gesamtkonfiguration des N-A-Modells sehr gut ergänzt. Der Direktabfluss wird in der vorliegenden Arbeit bei der Modellierung des Bodenwasserhaushalts detaillierter berücksichtigt, als in vielen anderen Anwendungsbeispielen recherchiert.

Bodenwasserhaushaltsmodelle auf der Basis von Tages- und Monatswerten sind von verschiedenen Autoren (PENNING et. al., 1989, SCHRÖDER UND HAMELS, 1987, WEGEHENKEL, 1995) mit komplexeren Modellen auf Grundlage von Tageswerten verglichen worden. Danach sind Ergebnisse, die aus Bodenwasserhaushaltsmodellen hervorgegangen sind, hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs teilweise kritisch zu betrachten. Die berechneten Jahressummen entsprechen jedoch den Ergebnissen komplexer physikalischer Modelle (GROßMANN & LANGE, 1997).

Umfangreiche Erläuterungen zum verwendeten Bodenwasserhaushaltsmodell finden sich in eingangs dieses Kapitels benannter Literatur. Im Folgenden sollen ausgewählte Modellansätze und ihre Umsetzung im Untersuchungsraum vorgestellt werden.

Die Infiltration A_S wird durch die Bilanzierung des Wasserhaushaltes in der Biosphäre und der Pedosphäre berechnet:

$$A_S = N - (AET + A_{UA} - A_{UZ} + \Delta S) \quad (\text{Gleichung 5-10})$$

A_S , N , AET , A_{UA} , A_{UZ} , ΔS : siehe Abb. 5-12

Als Randbedingung dient die Annahme, dass Sickerwasserabfluss (unterirdischer Abfluss) bei gleichem seitlichen Zu- und Abfluss nur dann stattfindet, wenn in einem betrachteten Zeitintervall Wasserüberschuss auftritt, d.h., wenn die aktuelle für Pflanzen zur Verfügung stehende Wassermenge den maximalen Wasservorrat im Wurzelraum überschreitet. Die Größen A_{UA} und A_{UZ} werden demzufolge im generierten N-A-Modell vernachlässigt. Der **maximal nutzbare Wasservorrat** MNW einer Teilfläche leitet sich aus dem pflanzenspezifischen effektiven Wurzelraum und der nutzbaren Feldkapazität des Bodens ab:

$$MNW = W_e * nFk \quad (\text{Gleichung 5-11})$$

MNW: Maximal nutzbarer Wasservorrat
 W_e : effektiver Wurzelraum
 nFk : nutzbare Feldkapazität

Die **nutzbare Feldkapazität** nFk repräsentiert den maximalen pflanzenverfügbaren Wasservorrat eines Bodens in [mm/dm]. Aus der KA4 (AG BODEN, 1994) wurden für jede Bodenart Schätzwerte zur nutzbaren Feldkapazität, ausgehend von einer mittleren Lagerungsdichte unter Acker- und Grünlandflächen und einer geringen Lagerungsdichte unter Wald, entnommen und in der Modellparameterdatei Boden gespeichert. Die Tiefe des effektiven Wurzelraumes W_e verschiedener Nutzungsarten hängt in erster Linie von der Bodenart und den Grundwasserflurabständen ab. Für Acker- und Grünlandflächen wurden die Werte aus der Sächsischen Schlagkarte (Abschn. 2.2) extrahiert, für Wald liegen Werte von LEHNHARDT UND BRECHTEL (1980) zugrunde (Tab. 5-8 und 5-9).

Tab. 5-8: Bodenarten, nutzbare Feldkapazitäten und maximal nutzbare Wasservorräte unter Waldflächen des Einzugsgebietes der Saldenbachtalsperre

Bodenart ^{5/4}	nFk [mm/dm]	MNW Nadel- wald [mm]	MNW Laub- wald [mm]	MNW Misch- wald [mm]
W_e [dm]	1	9	11	10
Ls3,X3,Gr4	20	126	154	140
Ls3-Lu,X3,Gr3	21	129	158	144
Ls2,X1,Gr3	21	132	162	147
Ls3-Ut2,X3,Gr4	24	148	181	165
Ls3,X1,Gr3	20	126	154	140
Ls3-Uls,X3,Gr4	23	145	177	161
Ls2,X2,Gr3	21	132	162	147
Ls2-Uls,X3,Gr3	24	148	181	165
Ls3,X4,Gr4	20	126	154	140
Ls3,mX3,fX4,Gr4	20	126	154	140

^{5/4} Quelle: FSK-Sächsische Landesanstalt für Forsten Graupa (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

Die Böden weisen im Untersuchungsraum durchschnittlich sehr hohe **Steingehalte** auf (± 35 Vol.%). Gleichung 5-12 zeigt die Korrektur der nutzbaren Feldkapazität einer homogenen Teilfläche mit dem Steingehalt (AG BODEN, 1994):

$$nFk = \frac{100 - (\text{vol.} - \% \text{Steine})}{100} \quad (\text{Gleichung 5-12})$$

Die **Bodenfeuchte** ist Indikator für die Ableitung des pflanzenverfügbaren, **aktuell nutzbaren Wasservorrats** (ANW) und wird optional durch zwei Varianten berücksichtigt. Zum einen kann der aktuelle Wasservorrat aus der Datenbank über eine Modellparametertabelle Bodenfeuchte bestimmt werden (z.B. Bodenfeuchtemessungen von REICHELDT (1998)). Bei mangelnden Bodenfeuchteuntersuchungen wird andererseits angenommen, dass zur Mitte des Winterhalbjahres die Bodenfeuchte der Feldkapazität entspricht (z.B. RENGGER et.al., 1974). Ausgehend von diesem Zeitpunkt wird der mittlere aktuell nutzbare Wasservorrat (ANW) im effektiven Wurzelraum und somit die Bodenfeuchte für jeden Zeitschnitt direkt aus dem Modell extrahiert.

Tab. 5-9: Bodenarten und Mittelwerte des maximal nutzbaren Wasservorrats (MNW) unter landwirtschaftlichen Nutzflächen des Einzugsgebietes der Saldenbachtalsperre

Schlüssel	nFk [mm/dm]	Ø MNW landw. Nutz- flächen [mm]	Bodenart ^{5/5}
W _e [dm]	1	3,5	
1.11	16	40	ls(Gr,X)1,6dm/X; ss(Gr,X)1,6dm/X
3.11	18	44	sl(Gr,X)2,6dm/X; lu(Gr,X)1,8dm/X; lu(Gr,X)2,6dm/X; ll-tl(Gr,X)
3.111	15	36	ll-tl(Gr,X)2,6dm/X; ll-tl(Gr,X)1,8dm/X
3.12	24	58	lu(Gr,X)1,6dm/X; sl(Gr,X)2,6dm/X; ll-tl(Gr,X)2,6dm/X
3.121	15	36	ll-tl(Gr,X)2,6dm/X; ll-tl(Gr,X)1,8dm/X
3.13	16	40	ls(Gr,X)2,6dm/X; lu-sl(Gr,X)2,6-8dm/X
3.131	16	40	ls(Gr,X)2,8dm/X; ls(Gr,X)2,6dm/X; ls(Gr,X)1,8dm
3.14	24	58	lu(Gr,X)2,6dm/X; sl(Gr,X)2,6dm/X; ls(Gr,X)2,6dm/X
3.141	16	40	ls(Gr,X)2,8dm/X; ls(Gr,X)2,6dm/X
3.2	16	38	ll(Gr,X)2,6dm/X; tl(Gr,X)2,6dm/X
3.21	15	36	ll-tl(Gr,X)1,8dm/X; ll-tl(Gr,X)2,6dm/X
4.1	16	40	ls;
4.2	17	42	ll; tu;

Wenn die Beziehung zwischen der Wassersaugspannung und der Wasserleitfähigkeit bekannt ist, wird in Teilbereichen mit flachanstehendem Grundwasser (<2m u. GOF) der **kapillare Aufstieg** aus dem Grundwasserleiter in den effektiven Wurzelraum berücksichtigt. Die Be-

^{5/5} Quelle: MMK- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2)

rechnung erfolgt nach der DARCY-Gleichung und den entsprechenden Bodenkennwerten aus der KA4 (AG BODEN, 1994):

$$v = -k \frac{d\Psi}{dz} - 1 \quad (\text{Gleichung 5-13})$$

V Filtergeschwindigkeit [$\text{cm}^3/\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
 K Wasserleitfähigkeit [cm/d]
 Ψ Wasserspannung [cm WS] und
 Z Höhe über dem Grundwasser [cm]

Für die Zeiträume mit kapillarem Aufstieg erfolgt eine Aufaddierung zu den berechneten Wassermengen im effektiven Wurzelraum.

Darüber hinaus werden im Modell Korrekturen der Evapotranspirationsraten nach RENGER et.al. (1974) vorgenommen (Gleichung 5-14). Evaporation und Transpiration, zusammengefasst in der Evapotranspiration, sind von dem verfügbaren Wasservorrat im Boden abhängig. Liegt der **aktuell nutzbare Wasservorrat (ANW)** über 70 % der nutzbaren Feldkapazität, werden Verdunstungsprozesse nur unwesentlich beeinflusst. Mit sinkendem Wassergehalt im Boden unter 70 % der nutzbaren Feldkapazität erfolgt jedoch eine merkliche Reduktion der Intensität beider Prozesse.

$$< 70\% nFk : AET_{REAL} = AET_{PFLANZE} \left[0,2 + 2,0 \left(\frac{\% nFk}{100} \right) - 1,2 \left(\frac{\% nFk}{100} \right)^2 \right] \quad (\text{Gleichung 5-14})$$

Flächenversiegelung spielt in den Brunneneinzugsgebieten so gut wie keine Rolle. Auf die Anbindung von nutzungsspezifischen Versiegelungskoeffizienten wurde deshalb verzichtet.

Für jeden Zeitschnitt erfolgt die Berechnung der Bodenwasserbilanz auf Grundlage folgender Gleichung in Anlehnung an GROßMANN (1996):

$$\text{Bodenwasserbilanz}(t) = ANW(t-1) + N(t) - AET_{REAL}(t) - A_O(t) + A_K(t) \quad (\text{Gleichung 5-15})$$

ANW: Aktuell nutzbarer Wasservorrat
 MNW: Maximal nutzbarer Wasservorrat = nFk
 N, AET, A_O, A_K: siehe Abb. 5-12

ANW = 0 und A_S = 0, wenn Bodenwasserbilanz(t) ≤ 0

ANW = Bodenwasserbilanz(t) und A_S = 0, wenn 0 < Bodenwasserbilanz(t) ≤ MNW

ANW = MNW und A_S = Bodenwasserbilanz(t) - MNW, wenn Bodenwasserbilanz(t) > MNW

Ist die berechnete Bodenwasserbilanz eines Zeitschnitts kleiner als der maximal nutzbare Wasservorrat, findet keine Versickerung und damit auch keine Grundwasserneubildung statt.

Überschreitet die Bodenwasserbilanz den maximal nutzbaren Wasservorrat eines Standortes, ist die Versickerung die Differenz aus Bodenwasserbilanz und maximal nutzbarem Wasservorrat.

5.2.2.6 Validierung der Modelle

Für den Untersuchungsraum existieren in Teilbereichen gesicherte Erkenntnisse zum Wasserhaushalt, die im Rahmen von mehreren Forschungsprojekten (Abschn. 1) aber auch mittels täglicher Abflussmessungen an den Vorflutern vorliegen. Anhand dieser detaillierten Abflussaufzeichnungen wurden die einzelnen Komponenten im N-A-Modell zunächst evaluiert. Erst danach erfolgten Modellierungen in den Einzugsgebieten der Brunnen (Abschn. 7.2).

Die in die Saidenbachtalsperre mündenden Vorfluter Haselbach, Saidenbach, Lippendorfer Bach und Hölzelbergbach repräsentieren den Gesamtabfluss im Untersuchungsgebiet. In Tabelle 5-10 aufgezeigte mittlere jährliche und halbjährliche Abflussmengen in [mm/m²] resultieren aus den Daten zu täglich gemessenen Gesamtabflüssen [m³/s] und den DGM-berechneten Einzugsgebietsgrößen. Die Zufuhr von „Fremdwasser“ aus benachbarten Einzugsgebieten über Kluftgrundwasserleiter war bei den Berechnungen zu vernachlässigen (Karte UIS-4; Abschn. 3.4). Der beträchtliche Anteil des über den Kunstgraben zugeführten Wassers fand ebenso keine Berücksichtigung. Abflusshöhen von Haselbach und Saidenbach beziehen sich ausschließlich auf das N-A-Regime in ihren natürlichen Einzugsgebieten. Die dargestellten Basisabflussanteile am Gesamtabfluss resultieren aus der Berechnung der monatlichen mittleren Niedrigwasserabflussspenden (MoMNq) der Vorfluter nach WUNDT (1958). Die MoMNq-Werte des Sommerhalbjahres (SoMoMNq) geben die kleinste unterirdische Abflussspende (Mindestgrundwasserabflussspende) an und sind nach diesem Verfahren als Basisabfluss anzusehen.

Die berechneten Gesamtabflüsse und Anteile des Basisabflusses sind bezogen auf langjährige Mittel kritisch, weil sie lediglich auf einer Zeitreihe von 4 Jahren basieren. Sie unterliegen Unterschieden in der räumlichen und zeitlichen Ausprägung. Im Mittel wurden aus den Rohdaten der Zeitreihe 1996 bis 1999 zwischen 373 mm (Saidenbach) und 438 mm (Hölzelbergbach) Gesamtabfluss berechnet. Während in den Einzugsgebieten von Saidenbach und Haselbach (~ 81 % des gesamten Talsperreneinzugsgebietes) nur $\frac{1}{3}$ Basisabfluss zu verzeichnen ist, ist es in den Einzugsgebieten des Hölzelbergbachs und des Lippendorfer Bachs etwa die Hälfte. Als untypisch ist die N-A-Verteilung des Jahres 1996 hervorzuheben. Der feuchte Sommer führte hier dazu, dass die Abflussverteilung wegen der erhöhten Direkt- und Grundwasserabflüsse im Sommerhalbjahr zwischen Vegetations- (VP) und vegetationsloser Periode (VIP) etwa ausgeglichen sind. Als Vegetationsperiode wurde dabei der Zeitraum April bis September gewählt. Die Monate Oktober bis März sind der vegetationslosen Zeit zugeordnet, weil in diesem Zeitraum nur noch mit einem begrenzten Pflanzenwachstum zu rechnen ist (Abschn. 6.1.1).

Tab. 5-10: Gesamtabflusssummen und Basis abflussanteile (1996-1999) der Vorfluter Haselbach, Saidenbach, Lippersdorfer Bach und Hölzelbergbach in die Saidenbachtalsperre^{5/6}

Zeitraum	Niederschlag [mm/m ²]	Haselbach [mm/m ²]	Saidenbach [mm/m ²]	Lippersdorfer Bach [mm/m ²]	Hölzelbach [mm/m ²]
A _E [km ²]	-	26,9	22,3	4,6	0,8
VP 96	609 (70%)	165 (53%)	163 (53%)	211 (53%)	213 (48%)
VIP 96	256 (30%)	144 (47%)	142 (47%)	186 (47%)	231 (52%)
? 1996	865 (100%)	309 (100%)	306 (100%)	397 (100%)	444 (100%)
VP 97	424 (52%)	141 (44%)	139 (44%)	180 (49%)	220 (46%)
VIP 97	390 (48%)	183 (56%)	180 (56%)	188 (51%)	257 (54%)
? 1997	815 (100%)	323 (100%)	320 (100%)	368 (100%)	477 (100%)
VP 98	568 (52%)	117 (27%)	116 (27%)	142 (32%)	190 (43%)
VIP 98	528 (48%)	319 (73%)	315 (73%)	303 (68%)	251 (57%)
? 1998	1096 (100%)	436 (100%)	430 (100%)	446 (100%)	442 (100%)
VP 99	610 (58%)	172 (39%)	170 (39%)	174 (40%)	177 (45%)
VIP 99	444 (42%)	271 (61%)	268 (61%)	262 (60%)	215 (55%)
? 1999	1054 (100%)	443 (100%)	438 (100%)	437 (100%)	391 (100%)
? Zeitreihe	957	378 (100%)	373 (100%)	412 (100%)	438 (100%)
Basisabfluss Zeitreihe	-	128 (34%)	126 (34%)	194 (47%)	235 (54%)

In Tabelle 5-11 werden die bilanzierten arithmetischen Mittelwerte von Kenngrößen der Wasserhaushaltsgleichung aus dem N-A-Modell mit den vorliegenden Abflussaufzeichnungen verglichen. Die Werte auf Basis der Abflussmessungen stellen nach den Einzugsgebietsgrößen der Vorfluter gewichtete arithmetische Mittel aus Tabelle 5-10 dar. Die mit „WRAP“ berechneten Kennwerte basieren auf der Verwendung der Klimadaten Reifland (Talsperrenverwaltung), Nutzungsdaten des Zeitschnittes 1993 (CIR-Luftbildkartierung) unter Verwendung von Durchschnittskennwerten für Ackerflächen und unkorrigierten Daten zu den Bodenarten aus der MMK und der FSK (Abschn. 2.2, Tab. 2-2). Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Untersuchungsergebnisse.

Die mehrjährigen anteiligen Mittel der Abflusshöhen am Jahresniederschlag ergeben für die Zeitreihe 1975-1999 etwa 9% Direktabfluss und 33% unterirdischen Abfluss. Die Anteile von etwa $\frac{2}{3}$ schnellem unterirdischen Abfluss und etwa $\frac{1}{3}$ Basisabfluss am Grundwasserabfluss sind auf verschiedene Modellkalibrierungen zurückzuführen und in ihrem Sicherheitsniveau kritisch. Verglichen mit den vorhandenen Abflussaufzeichnungen stellen sie jedoch plausible Größenordnungen dar.

^{5/6} Quelle der Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Talsperrenverwaltung der Saidenbachtalsperre in Reifland (vgl. Abschn. 2.2, Tab. 2-2); VP=Vegetationszeit (April bis September); VIP = vegetationslose Zeit (Januar bis März und Oktober bis Dezember)

Tab. 5-11: Vergleichende Betrachtung der N-A-Komponenten aus unterschiedlichen Untersuchungen

Komponente	SCHWARZE et.al. (1995); SCHWARZE et.al. (1996)		„WRAP“	Abflussmessung an Vorflutern
	Verweilzeit [a]	Zeitreihe 1968-1995 [mm]	Zeitreihe 1975-1999 [mm]	Zeitreihe 1996-1999 [mm]
Niederschlag (N)	-	940 (100%)	923 (100%)	957 (100%)
Evapotranspiration (PET)	-	566 (60,2%)	539 (58,4%)	557 (58,2%)
Direktabfluss (N_D)	0	76 (8,1%)	81 (8,8%)	-
unterirdischer Abfluss (A_{UA})	7	298 (31,7%)	303 (32,8 %)	-
Zwischenabfluss (A_I)	1 - 4	172 (18,3%)	193 (20,9%)	-
Basisabfluss (A_G)	8 - 10	162 (17,2%)	110 (11,9%)	134 (14%)
Gesamtabfluss (A)	5	374 (39,8%)	384 (41,6%)	380 (39,7%)

Etwa 58 % des jährlichen Gesamtniederschlags unterliegen der Evapotranspiration. Der mittlere zeitliche Verlauf der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten ergibt, dass etwa 82% der Versickerung und damit näherungsweise der Grundwasserneubildung der vegetationslosen Zeit zuzuordnen sind (Abb. 5-13). Die Verdunstung verläuft dagegen mit 87% in der Vegetationsperiode faktisch umgekehrt proportional. Jährlich sind 380 mm Wasserüberschuss zu verzeichnen, die zu > 90 % auf das Winterhalbjahr entfallen.

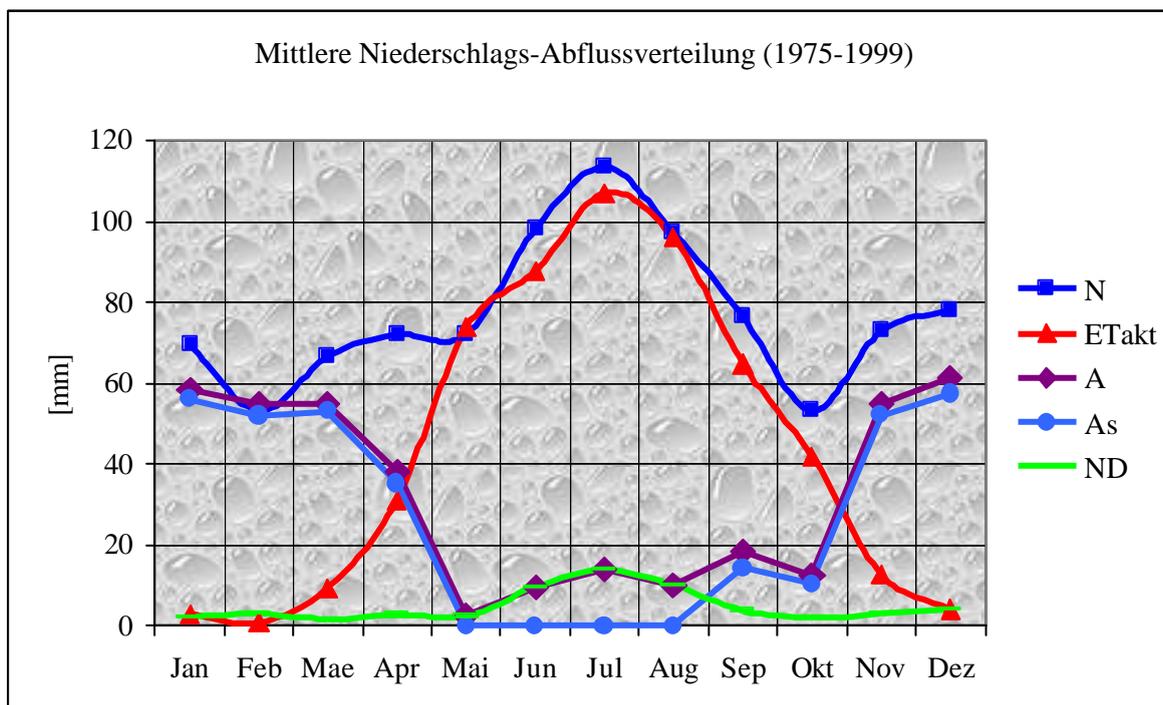


Abb. 5-13: Mittlerer zeitlicher Verlauf der Wasserhaushaltskomponenten für das Einzugsgebiet der Saidenbach-talsperre berechnet mit den N-A-Modellen in „WRAP“ (Zeitreihe 1975-1999)

Mit Ausnahme des Monats Mai ist jedoch für jeden Monat des Jahres mit positiven Wasserbilanzen zu rechnen, die im Sommerhalbjahr auf Grund von vermehrt auftretenden Starkniederschlägen häufiger als Direktabfluss abgeführt werden. Für den Monat August ist eine Lücke zwischen berechneten Verdunstungs- und Oberflächenabflussraten auszumachen, die u.a. auf die starke Generalisierung der Anfangsverluste im SCS-Verfahren zurückgeführt werden könnte.

5.3 Schlussfolgerung

Die „WRAP“-basierten Berechnungen der einzugsgebietsbezogenen N-A-Prozesse führen in der jahreszeitlichen Betrachtung zu guten Übereinstimmungen mit vorhandenen Abflussaufzeichnungen im Untersuchungsraum. In den Kapiteln 7 und 8 erfolgen auf Grundlage dieser GIS-Applikation detaillierte Konfliktanalysen der Gefahrenpotentiale hinsichtlich der Belastungssituation in den Trinkwasserbrunnen.

Der Programmieraufwand zur Erstellung war hoch. Eine Mehrfachnutzung ist bei Vorhandensein des Desktop-GIS ARCVIEW und der RDBMS ACCESS bzw. ORACLE leicht möglich.

Die Einbindung weiterer Funktionalitäten konnte im zeitlichen Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen, so dass sich aus dem gegenwärtigen Bearbeitungsstand Defizite ergeben. Genannt seien fehlende Methoden zur detaillierteren Analyse der Einflüsse unterschiedlicher Reliefbedingungen auf biochemische Prozesse und Prozesse der Abflussbildung (z.B. nach WESSOLEK et.al., 1992 – Abschn. 8.1) und ein bisher nicht integriertes komplexes Schneemodell. Die Weiterentwicklung von „WRAP“ um diese Komponenten ist angestrebt.

Die detaillierte Modellierung des Retentions- und Translationsverhaltens in der ungesättigten und gesättigten Zone der Brunneneinzugsgebiete scheiterte an fehlenden Eingangsparametern. Diesbezügliche GIS-basierte Lösungsansätze mit Funktionalitäten im Rahmen der neuen Version von ARC/INFO (2000) (DARCYFLOW, PARTICLETRACK) wurden auf Grund des geringen Sicherheitsniveaus modellierter Aussagen verworfen bzw. führten mit der zur Verfügung stehenden Datenbasis zu falschen Ergebnissen.

6 Regionale Belastungssituation

Trinkwassergewinnung und landwirtschaftliche Produktion sind im Untersuchungsraum wesentliche Wirtschaftsfaktoren. In beiden Wirtschaftszweigen ist die Qualität der produzierten Ressourcen maßgeblich an die Dynamik des Wasser- und Stoffhaushalts in der Bodenzone gebunden. Daraus leitet sich ein hohes Konfliktpotential zwischen den Interessengruppen aus Wasserwirtschaft und Landwirtschaft ab. Einerseits ist eine landwirtschaftliche Produktion mit sicheren und hohen Erträgen ausschließlich mit dem zusätzlichen Eintrag von Betriebsmitteln (Dünger und PSM) in den Boden möglich (LORENZ, 1998). Andererseits ist die Produktion von Trinkwasser entsprechend den Gütekriterien der Trinkwasserverordnung (TVO, AURAND et.al., 1991) nur dann ohne aufwändige und teure Aufbereitungstechnologien umzusetzen, wenn ein Austrag der landwirtschaftlich und anders anthropogen eingetragenen Fremdstoffe aus der Bodenzone in das Grundwasser verhindert wird. Das Pflanzenwachstum der Ackerkulturen (Sommerhalbjahr) und die Grundwasserneubildung (Winterhalbjahr) entfallen i.d.R. auf unterschiedliche Zeiträume. Starke Niederschlagsereignisse in der Vegetationszeit und zum Vegetationsende, nicht durch Pflanzen verwertete Betriebsmittel bzw. lösliche Nährstoffe führen zu einer anteiligen Auswaschung und letztlich zur Kontamination des Grundwassers. Auf Grund der hydrogeologischen Verhältnisse ist für die in Ortsrandlagen und somit häufig an der Grenze zu Ackerflächen befindlichen Brunnen eine Kontamination aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zwangsläufig.

Für die Beurteilung der Belastungssituation und für die Schützbarkeit der Brunnenwässer ist die Kenntnis der Herkunftsräume und der damit verbundenen hydrologischen Prozesse entscheidend (SLFUG, 1997a; Abschn. 4; Abschn. 5.2). Aus den gemessenen Parametern zur Wasserqualität können wesentliche Aussagen zu der Herkunft der Brunnenwässer abgeleitet werden.

Grundlagen für die Brunnenwasserbewertung sind die Kriterien der TVO vom Mai 1986, aktualisiert am 5.12.1990 sowie die neue EG-Richtlinie „über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“ (98/83/EG) vom 03.11.1998. Hier wird der gesetzliche Rahmen für die mikrobiologische und chemische Mindestbeschaffenheit des Trink- und damit auch des Brunnenwassers neu gefasst. Darüber hinaus werden Indikatorparameter zur Überwachung der Beschaffenheit, Mindesthäufigkeit von Kontrollen und Genauigkeitsanforderungen festgelegt.

6.1 Belastungsquellen

Aus der Analyse der vorliegenden Daten sind für die Mehrzahl der Brunnen lokale punkt- oder linienförmige Kontaminationsursachen von diffusen flächigen Belastungsquellen zu unterscheiden.

Lokal auftretende Schadstoffeinträge beschränken sich auf das unmittelbare Umfeld der überwiegend anzutreffenden Ringbrunnen. Diese Einträge erfolgen sowohl indirekt über das

geförderte Grund- und Drainagewasser als auch auf direktem Weg. Direkte Kontaminationen sind vom Brunnenausbau abhängig. Vereinzelt auftretende unzureichende Abdichtungen, z.B. durch fehlende Lehmschürzen, führen gegenüber den i.d.R. gut ausgebauten Brunnen zu erhöhten Gefahrenpotentialen durch direkte Schadstoffeinträge.

Erheblich höher sind die Kontaminationsrisiken durch mangelnde Abwasserkanalisationsanlagen einzuschätzen (Abschn. 3.4). Im gesamten Regierungsbezirk Chemnitz waren 1993 weniger als 50 % der Bevölkerung an Kläranlagen angeschlossen (STUFA CHEMNITZ, 1993). Der gegenwärtige Anschlussgrad in den Brunnendörfern ist noch geringer. Folglich stellen im Anstrom eines Brunnens befindliche Fäkaliengruben ebenso potentielle Belastungsquellen dar wie Güllelager, Silos oder auch Dungstätten.

Belastungen aus lokalen Quellen treten weniger häufig auf als diffuse. Sie sind vor allem auf vernachlässigte Werterhaltungsmaßnahmen und bautechnische Mängel der genannten Schadstoffquellen zurückzuführen und haben hauptsächlich hygienische Beeinträchtigungen und Belastungen durch Stickstoffverbindungen zur Folge (Abschn. 6.3.4; 6.3.5). Die betroffenen Brunnen liegen zumeist in innerörtlichen Bereichen.

Für die meisten Brunnen bestehen die primären Kontaminationsursachen in **diffusen Belastungen** ihrer Einzugsgebiete aus intensiver landwirtschaftlicher Produktion mit Düngern, insbesondere durch Gülle und Stallmist (Abschn. 7.3.1). Dabei wurden den Ackerflächen der Gemarkung Forchheim im Untersuchungszeitraum durchschnittlich $150 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Stickstoff, $45 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Phosphor, $130 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Kalium, $30 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Magnesium und $80 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Kalzium zugeführt^{6/1}. Allerdings geht der Anbau der verschiedenen Ackerkulturen mit sehr differenzierten Düngegaben einher. Vom langjährigen Mittel abweichende Witterungen und falsche fachliche Praxis bei der Düngung führen vor allem zur Belastung des Grundwassers mit Nitrat (Abschn. 6.3.4).

Darüber hinaus sind teilweise erhebliche atmosphärische Einträge zu verzeichnen. REICHEL (1998) nennt mittlere atmosphärische Stickstoffeinträge im Untersuchungsraum zwischen 15 und $30 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Im hydrologischen Jahr 11/95 bis 10/96 wurden in einen Fichtenbestand bei Olbernhau etwa 7 km südlich des Untersuchungsgebiets cirka 76 kg/ha Sulfat, 45 kg/ha Gesamtstickstoff, 30 kg/ha Kalium, 19 kg/ha Kalzium und 4 kg/ha Magnesium eingetragen (RABEN, 1998). Periodische Versauerungsschübe des ohnehin leicht versauerten oberflächennahen Grundwassers sind die Folge (Abschn. 6.4.1). Diffuse Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre können folglich durchaus Größenordnungen der Stickstoffauswaschung unter intensiv genutzten Ackerflächen von etwa $50 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ (MICHALSKI, 2000) erreichen.

Die privaten Hausbrunnen besitzen keine gesonderten Schutzzonen. Im Gegensatz zu gesetzlich festgelegten TWSG weisen sie mit Ausnahme einer Pufferzone von 25 Metern, in der Düngung nicht erlaubt ist, keine nennenswerten Nutzungsrestriktionen auf (Abschn. 3.9).

Die Brunneneinzugsgebiete befinden sich häufig in Ortsrandlagen und zu etwa 90 % in der Trinkwasserschutzzone III, etwa $\frac{1}{3}$ entfallen auf Ackerflächen. Der Anteil flächiger Stickstoffüberlastungen aus der Landwirtschaft ist hier besonders groß und auf > 80% zu schätzen.

^{6/1} Quelle: Sächsische Schlagkarte der Agrargenossenschaft Forchheim, Bewirtschaftungsdaten der Jahre 1993 bis 2000 (vgl. Abschn. 2.2, Tab- 2-2)

6.1.1 Grundlagen zum Stoffeintrag über die Bodenzone

Wesentliche Beeinträchtigungen der Brunnenwasserqualität sind auf diffuse Stickstoffeinträge aus intensiver Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition zurückzuführen. Deshalb sollen am Beispiel des Stickstoffhaushalts die Grundlagen zum Stoffeintrag über die Bodenzone erläutert werden.

Intensiv landwirtschaftlich genutzte Böden enthalten höhere Humusgehalte als noch vor 50 Jahren, die u.a. auf organische Düngung und Ackerkrumenervertiefung zurückzuführen sind. Die Stickstoffvorräte sind in den meisten Mineralböden in den letzten Jahrzehnten um 1000 bis 1500 kg N*ha⁻¹ angewachsen (SCHEFFER, 1998). Flächenbilanzen ergeben für die Bundesrepublik heute einen Stickstoffüberschuss von etwa 100 kg*ha⁻¹*a⁻¹ (BACH, 1987; FINCK, 1990; KÖRSCHENS, 1993). Bei einer jährlichen N-Mineralisation von 2 % der organischen Substanz werden 100 bis 200 kg*ha⁻¹*a⁻¹ freigesetzt (SCHEFFER, 1998). Diese Menge ist für viele landwirtschaftliche Anbaukulturen insgesamt völlig ausreichend. Berücksichtigt man jedoch den Stickstoffbedarf der Pflanzen in entscheidenden Phasen der Wachstumsentwicklung, stehen oft zu wenig Nährstoffe zur Verfügung.

Deshalb werden landwirtschaftlichen Nutzflächen häufig Nährstoffe aus Gründen der Ertragsoptimierung in größerem Maß zugeführt, als in der Summe notwendig.

Für die Versorgung der Kulturpflanzen mit Stickstoff stehen unterschiedliche Pools bereit:

- Bodengebundener Stickstoff aus der abbaubaren organischen Bodensubstanz
- Organischer Dünger (Gülle, Stallmist, stickstoffreiche Gründüngung)
- Mineraldünger (Wirtschaftsdünger)
- Legumer Stickstoff, der als organisch gebundener Stickstoff nach mikrobiellem Abbau der Ernte- und Wurzelrückstände der Leguminosen für die Folgefrüchte verfügbar wird
- Mineralisierter Stickstoff aus atmosphärischer Deposition bzw. nicht verbrauchten Restmengen der Vorfrüchte

Aus dem riesigen Stickstoffpool im Boden sind nur geringe Mengen durch die Pflanzen verwertbar. Der Vorrat wird durch die schwer verfügbare Fraktion des organisch gebundenen Stickstoffs aus organischer Düngung und atmosphärischen Einträgen immer wieder aufgefüllt oder sogar vergrößert.

Wirtschaftsdünger und Anteile in organischen Düngern (zumeist in Form von Ammoniumstickstoff) sind dagegen sofort pflanzenverfügbar (LORENZ, 1998).

Die Mineralisationsraten durch Oxidation und Degradation zu Nitrit und schließlich zu Nitrat



sind an Bodenfeuchte und Bodentemperatur gebunden. In Perioden mit ausreichenden Niederschlägen und hohen Temperaturen erfolgt eine Umsetzung großer Mengen organisch gebundenen Stickstoffs durch Mikroorganismen. Dagegen ist bei trockener und kalter Witterung

nur eine geringfügige Mineralisation zu verzeichnen. Stallmiste enthalten höhere Anteile organisch gebundenen Stickstoffs als flüssige organische Dünger wie Gülle. Die N-Nachlieferung aus in Misten organisch gebundenem Stickstoff ist folglich besonders unkontinuierlich und wenig zu planen (LORENZ, 1998). Somit ist diese Düngeform mit einer hohen Stickstoffauswaschungsgefährdung verbunden.

Der über das Jahr verteilten unterschiedlichen Stickstofffreisetzung steht ein ebenso unkontinuierlicher Pflanzenentzug gegenüber. Die Nährstoffaufnahme ist eng an die Wachstums- und Entwicklungsphasen der jeweiligen Kulturpflanzen gebunden. Abb. 6-1 zeigt dies beispielhaft für die Kulturpflanzen Mais, Winterfutterraps und Weidelgrasuntersaat. In Folge sind Phasen hoher Stickstofffreisetzung und großer Nährstoffentzüge durch die Pflanzen selten im Gleichgewicht. Perioden mit Nährstoffüberschüssen wechseln mit Zeiten von Stickstoffmangel. Der Fehlbedarf wird durch Düngung ergänzt.

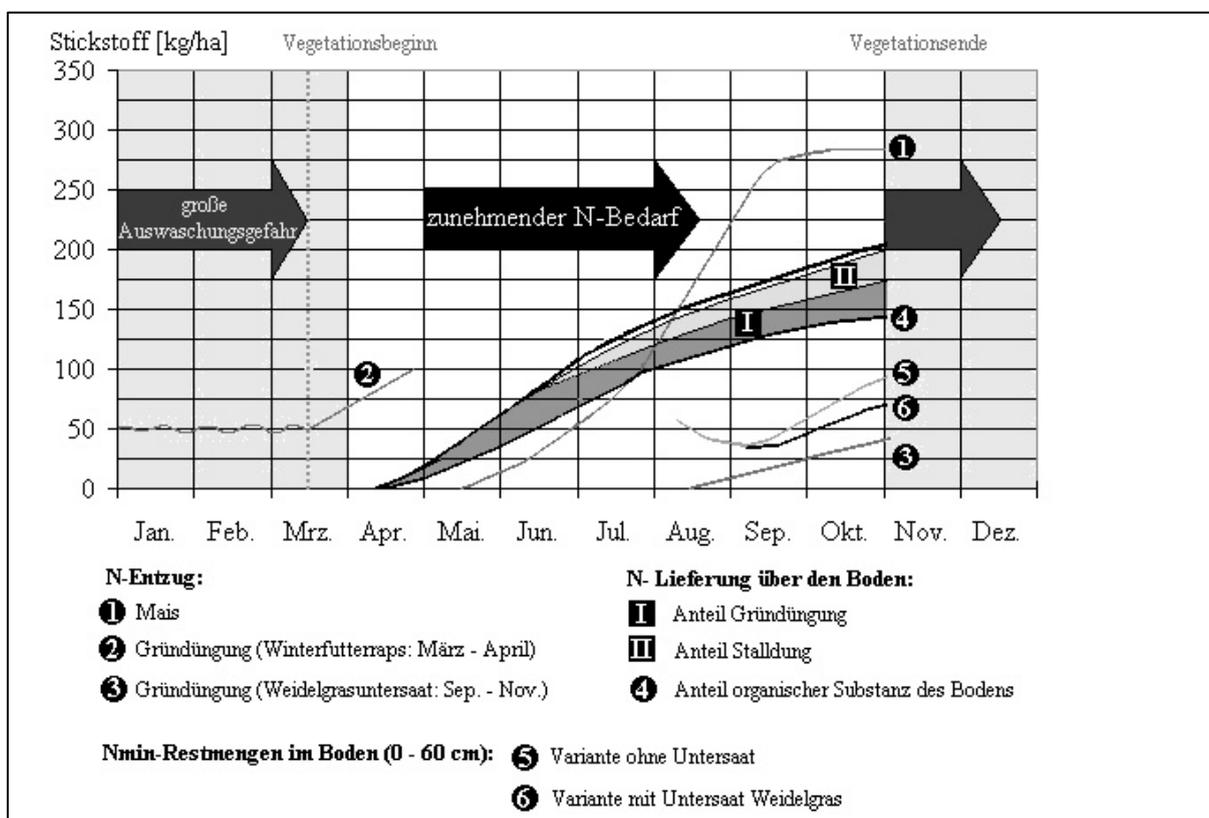


Abb. 6-1: Stickstoffaufnahme von Mais, Winterfutterraps und Weidelgrasuntersaat sowie Stickstoffquellen und mineralisierte Restmengen im Boden (nach MICHALSKI, 2000 verändert)

Während der Fruchtbildung/Samenreife, Ernte, Brache, Neubestellung bis zur Jugendentwicklung der Kulturpflanzen werden dem Boden keine nennenswerten Nährstoffmengen entzogen. In Abhängigkeit von der Witterung erfolgen jedoch fortlaufende Mineralisationsprozesse organischen Bodenmaterials. Eine Anhäufung des wegen seiner hohen Wasserlöslichkeit und negativen Ladung auswaschungsgefährdeten Nitrats in der Bodenzone ist die Folge.

Beim Auftreten von Sickerwasserabfluss wird das Nitrat zum Teil schneller als neutrales Wasser in tiefere Bodenzonen außerhalb des Wurzelhorizonts der Pflanzen verlagert (RUSSOW et.al., 1995). Auf Grund der überwiegend anzutreffenden Ladungsverhältnisse in den Böden des gemäßigten Klimabereichs (negative Ladung > positive Ladung) und deren Kationenaustauscher-Eigenschaften wird das positiv geladene Ammonium dagegen im Boden zurückgehalten (MEHLERT, 1996). LOWRANCE (1992) beziffert den Nitratanteil am ausgewaschenen Stickstoff auf etwa 97 %.

Teile des mit dem Sickerwasser abwärts geführten Nitrats werden über Konzentrationsausgleich (Diffusion) dem gegen die Schwerkraft an Bodenpartikel gebundenen Haftwasseranteil des Bodenwassers zugeführt. Somit kommt es zum anteiligen „Parken“ des ausgewaschenen Stickstoffs. Ist die Konzentration im Sickerwasser geringer als im Haftwasser, erfolgt eine Umkehr dieses Prozesses. Diese Effekte erklären die zeitliche Verzögerung von Nitratkonzentrationsveränderungen in den Brunnen und auch die Nivellierung der Nitratgehalte in Zeiten ohne Grundwasserneubildung (Abschn. 8.3).

Die Nitratverlagerung wird vor allem durch Bodenart und Bodenform, aber auch Durchwurzelungstiefe und Bodenstruktur (Makroporen, Skelettanteil) sowie die Sickerwassermenge beeinflusst. In leichten sandigen Böden sind sehr viel höhere Sickerungen und folglich Nitratverlagerungen zu verzeichnen als in tiefgründigen Böden aus Lehm oder Löss (SCHEFFER, 1998; MÜLLER et.al., 1991). Die flachgründigen sandigen Lehme des Untersuchungsraums mit geringen Durchwurzelungstiefen und hohen Skelettanteilen (Abschn. 3.5) sowie großen Versickerungsraten (Abschn. 5.2.2.6; 7.2.1) begünstigen folglich Prozesse der Nitratauswaschung.

6.2 Hydrochemische Charakterisierung anthropogen unbeeinflussten Grundwassers

Anthropogen gering oder unbelastete oberflächennahe Grundwässer entsprechen in ihrer Beschaffenheit mit Ausnahme einer geogen bedingten leichten Versauerung (Abschn. 6.4) den Anforderungen der TVO, sind aber nur noch selten vorzufinden. Herkunftsräume erstrecken sich vor allem auf Waldgebiete (Abschn. 8.2.1). KUHN (1996) nennt für diese Wässer in Sachsen im Regelfall Nitratgehalte von < 5 mg/l. Diese Konzentrationen sind auf Grundlage des natürlichen Stickstoffkreislaufs der Biosphäre vorauszusetzen und entstammen je nach Sauerstoffangebot maßgeblich mikrobakteriellen Umsetzungen (Abschn. 7.3).

In Festgesteins-Grundwasserleitern sind natürliche Konzentrationen von > 0 bis 4,2 mg/l anorganisch gebundenen Stickstoffs bzw. > 0 bis 18 mg/l Nitrat vorauszusetzen (GABRIEL & ZIEGLER, 1999). Wegen der kurzen Verweildauer ist das oberflächennahe Grundwasser i.d.R. durch eine geringe Mineralisation (< 150 mg/l Gesamtlösungsinhalt) gekennzeichnet. Es ist dem Ca-Na-SO₄-Typ zuzuordnen (Abb. 6-6).

6.3 Hydrochemische Charakterisierung des Brunnenwassers

Der Untersuchungsraum befindet sich im gering bedeckten, intensiv landwirtschaftlich genutzten Festgesteinsbereich des Mittleren Erzgebirges. Von amtlicher Seite werden die Flachfassungen im Regierungsbezirk Chemnitz allgemein als gefährdet bzw. belastet eingeschätzt (KUH, 1996).

Innerhalb der Beprobungskampagne der Sektion Hydrogeologie des UFZ und deren Weiterführung im Rahmen dieser Arbeit erfolgten in der Zeit zwischen Juli 1996 und Dezember 2000 insgesamt 640 Vollanalysen an 162 Hausbrunnen zu durch die TVO vorgeschriebenen Stoffen. Nach einer Übersichtsbeprobung im Sommerhalbjahr 1996 wurden zunächst 17, dann 13 Referenzbrunnen in regelmäßigen Abständen von 1 bis 2 Monaten analysiert. Somit liegen einmalige Zeitreihen vor, die im Vergleich zu Übersichtsbeprobungen bzw. jährlichen Einmalbeprobungen von amtlicher Seite (Routineuntersuchungen des Gesundheitsamtes Marienberg, TÄUMER, 1995) detailliertere und gesichertere Bewertungen zur Belastungssituation in den Hausbrunnen ermöglichen. Die analysierten chemisch-physikalischen Inhaltsstoffe (Abschn. 6.3.3, 6.3.4) und Umweltisotope (Abschn. 7.3) stellen natürliche Tracer dar, welche auf Herkunftsräume und Belastungsquellen der Brunnenwässer schließen lassen (vgl. SLFUG, 1997a).

6.3.1 Analysenmethoden

Die Grundlage für die durchgeführte Probeentnahme und den Untersuchungsumfang bilden die Empfehlungen der Grundwasserrichtlinie, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit, der DVWK (DVWK, 1992).

Die Bestimmung enthaltener Hauptkationen und -anionen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} erfolgte mittels Ionenchromatographie (IC-ION CHROMATOGRAPHY). NO_2^- und NH_4^+ - Werte basieren auf der photometrischen Analyse vor Ort. Die HCO_3^- - Bestimmung beruhte auf der Soforttitration des m- und p-Werts bei der Probenahme. Ein Teil der Proben wurde auf Isotopengehalte ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{15}\text{N}$) mittels Massenspektrometrie (MS-MASS SPECTROMETRY) untersucht, um Rückschlüsse auf die Herkunft des Nitrats im Brunnenwasser zu ermöglichen.

Untersuchungen zu Schwermetall- und Spurenelementgehalten (Fe, Mn, Al, B, Cu, Zn, Cd, Ba, Pb, As, Hg) erfolgten durch ionengekoppelte Plasmaanalysen (ICP-ION COUPLED PLASMA) und Atomabsorptionsspektrometrie (AAS-ATOMIC ABSORPTION SPECTROMETRY).

Die Milieuparameter, wie pH-Wert, Redox-Potential, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur wurden vor Ort bestimmt.

6.3.2 Qualität der Brunnenwasseranalysen

Vor der endgültigen Haltung in der Datenbank „HYGEO“ wurden sämtliche Beprobungsdaten durch die Laboranten und Laborleiter in den unterschiedlichen Laboratorien der Sektion Hydrogeologie auf ihre Plausibilität überprüft.

Zur Qualitätsprüfung der enthaltenen Kationen und Anionen erfolgten in der Datenbank für die Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- und NO_3^- Ionenbilanzberechnungen gemäß DVWK (1992). Die Beurteilung der Zuverlässigkeit der Brunnenwasseranalysen wurde dabei nach dem in der EG-Richtlinie 98/83/EG als Gütekriterium festgelegten Intervall von $\pm 10\%$ durchgeführt. Abb. 6-2 zeigt die prozentuale Häufigkeitsverteilung der berechneten Ionenbilanzfehler.

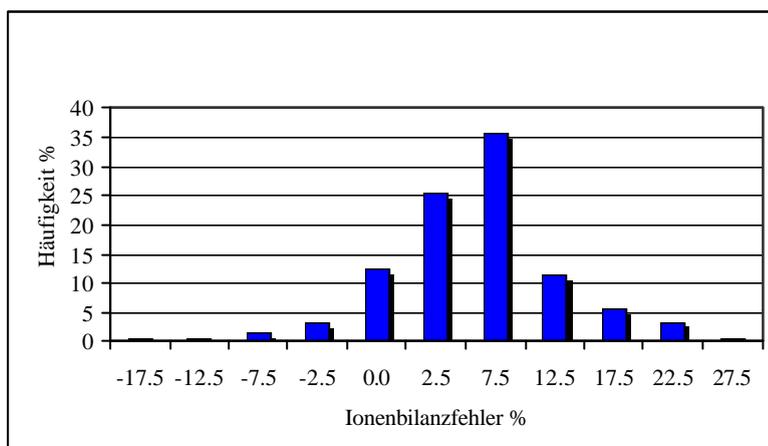


Abb. 62: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Ionenbilanzfehler für 623 Vollanalysen von Hausbrunnenwässern

Etwa 80% der Analysen entfallen auf das Intervall innerhalb des Gütebereichs. Die Fehlerkurve entspricht dabei annähernd einer Normalverteilung. Für die auftretenden Abweichungen $> 10\%$ sind unterschiedliche Ursachen auszumachen. Bei der Bestimmung des Hydrogencarbonats durch Soforttitration vor Ort waren insbesondere in schlecht be-

leuchteten Räumen Interpretationsfehler zum Umschlagpunkt der als Indikator dienenden Copperlösung von blau nach farblos möglich. Vor allem aber können erhebliche Abweichungen aus der zeitlich versetzten Bestimmung der einzelnen Parameter resultieren. Von fehlerhaften Messungen ist nicht auszugehen.

Fazit: Bei den Auswertungen und Bewertungen zur Belastungssituation fanden alle Brunnenwasseranalysen Berücksichtigung. Dabei ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Brunnenwasserbeschaffenheit mit einem relativ hohen Sicherheitsniveau wiedergegeben wird.

6.3.3 Physikochemische Brunnenwasserbeschaffenheit

In Abb. 6-3 sind die Häufigkeitsverteilungen und statistische Auswertungen zu den analysierten Feldparametern in Histogrammen dargestellt. Folgende Aussagen lassen sich zur physikochemischen Brunnenwasserbeschaffenheit ableiten.

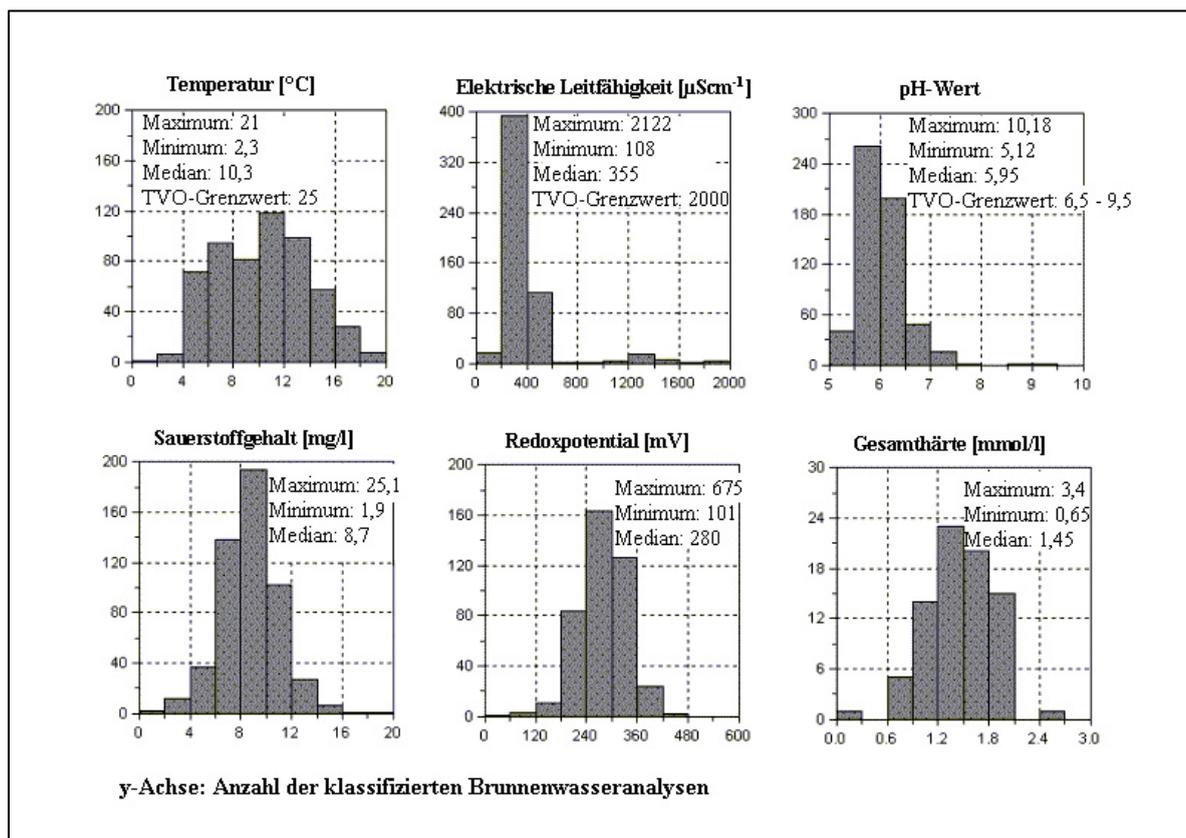


Abb. 6-3: Häufigkeitsverteilung sowie Maximum, Minimum und Medianwerte ausgewählter Feldparameter zur Analyse der Brunnenwasserbeschaffenheit aus der gesamten Beprobungskampagne (6/96 bis 12/2000)

Aus der stark subjektiven **organoleptischen** Ansprache des Brunnenwassers können i.d.R. keine Hinweise auf Verunreinigungen abgeleitet werden.

Farbe und Trübung zeigen bei durchschnittlicher Witterung keine Auffälligkeiten. Die Brunnenwässer sind zumeist farblos und klar. Nach starken Niederschlagsereignissen oder Schneeschmelze sind häufig Trübungerscheinungen zu beobachten, die auf eine geringe Filterwirkung der Grundwasserüberdeckung und eine wesentliche Beeinflussung der Brunnen durch Zwischenabfluss hinweisen.

Dies trifft gleichermaßen auf **Geruch und Geschmack** zu. In Einzelfällen berichteten Brunnenbetreiber nach hohen Niederschlagsintensitäten von stark riechendem Brunnenwasser, woraus sich Einschränkungen für die Trinkwassernutzung ergeben. Im Regelfall sind diese Parameter jedoch unauffällig.

Das arithmetische Mittel der **Temperatur** liegt mit 10,4 °C um etwa 3,6 °C über dem Jahresmittel der Lufttemperatur im Untersuchungsraum. Dabei sind große Temperaturschwankungen zwischen 2,3 und 21 °C zu verzeichnen, die auf eine geringe Grundwasserüberdeckung und geringe Verweilzeiten hinweisen. Der Grenzwert der TVO von 25 °C wurde jedoch nicht überschritten.

Die Messungen zur **elektrischen Leitfähigkeit** ergeben, dass im Brunnenwasser in der Summe nur geringfügige Mengen an Salzen gelöst sind. Das arithmetische Mittel liegt, bezogen

auf 25 °C, bei 370 μScm^{-1} . Die natürlichen geochemischen Verhältnisse im Untergrund wirken sich folglich kaum auf die Mineralisation des Brunnenwassers aus. Somit ist ein weiterer Hinweis auf nur sehr geringe Verweil- und Kontaktzeiten gegeben.

Die **pH-Werte** variieren zumeist nur geringfügig um den Medianwert von 5,95 und somit überwiegend im leicht sauren bis neutralen Bereich. 83 % der untersuchten Wässer erfüllen nicht die qualitativen Anforderungen der TVO. Als Ursachen sind die geologischen Verhältnisse und atmosphärische Immissionen anzusehen (Abschn. 6.4.1).

Gelöste **Sauerstoffgehalte** von durchschnittlich 8,8 mg l^{-1} und mittlere **Redox-Potentiale** von 280 mV weisen auf deutlich oxidierende Verhältnisse hin. In der Bundesrepublik Deutschland gelten bei den vorliegenden Druck- und Temperaturverhältnissen 10 mg l^{-1} freier Sauerstoff in oberflächennahem Grundwasser als verbreitete Größe für eine Sauerstoffsättigung (ADAM, GLÄBER & HÖLTING, 2000). Bei einer Standardabweichung von 63 mV liegen im Redox-Potential nur geringe Schwankungen vor.

Gesamt- und Carbonathärte lassen auf weiche Brunnenwässer schließen. Das arithmetische Mittel der Gesamthärte liegt bei 1,49 mmol/l, das der Carbonathärte bei 0,54 mmol/l. Folglich ergibt sich eine Härte von etwa 2 mmol/l (5,7 ° dH – deutsche Härte). Der mit der Verweilzeit des Grundwassers korrelierende Härtequotient aus Gesamthärte und Karbonathärte liegt bei 0,64 und lässt auf eine geringe Grundwassergeschüttheit schließen.

Fazit: Die Untersuchungsergebnisse zu den Feldparametern erfüllen bis auf den pH-Wert und periodische Abweichungen die Beschaffenheitsvorgaben der TVO. Sie weisen auf eine geringe Grundwasserüberdeckung sowie große Zwischenabflussanteile mit kurzen Verweilzeiten in den Brunneneinzugsgebieten hin und lassen nur geringe Anteile gesteinsbürtiger Stoffe im Brunnenwasser vermuten. Gleichwohl sind reduzierende Verhältnisse (z.B. Nitratreduktion, Mangan-Reduktion, Eisenreduktion, Sulfat-Reduktion) in den Brunneneinzugsgebieten fast gänzlich auszuschließen.

6.3.4 Chemische Brunnenwasserbeschaffenheit

Die Abb. 6-4 und 6-5 sowie die Tabellen 6-1 und 6-2 veranschaulichen Häufigkeitsverteilungen, Grenzwertüberschreitungen nach der TVO sowie statistische Parameter ausgewählter Anionen, Kationen und Metalle in den untersuchten 162 Hausbrunnen.

Für die Hauptbestandteile der anorganischen Brunnenwasserinhaltsstoffe lassen sich aus der Beprobungskampagne folgende Feststellungen treffen:

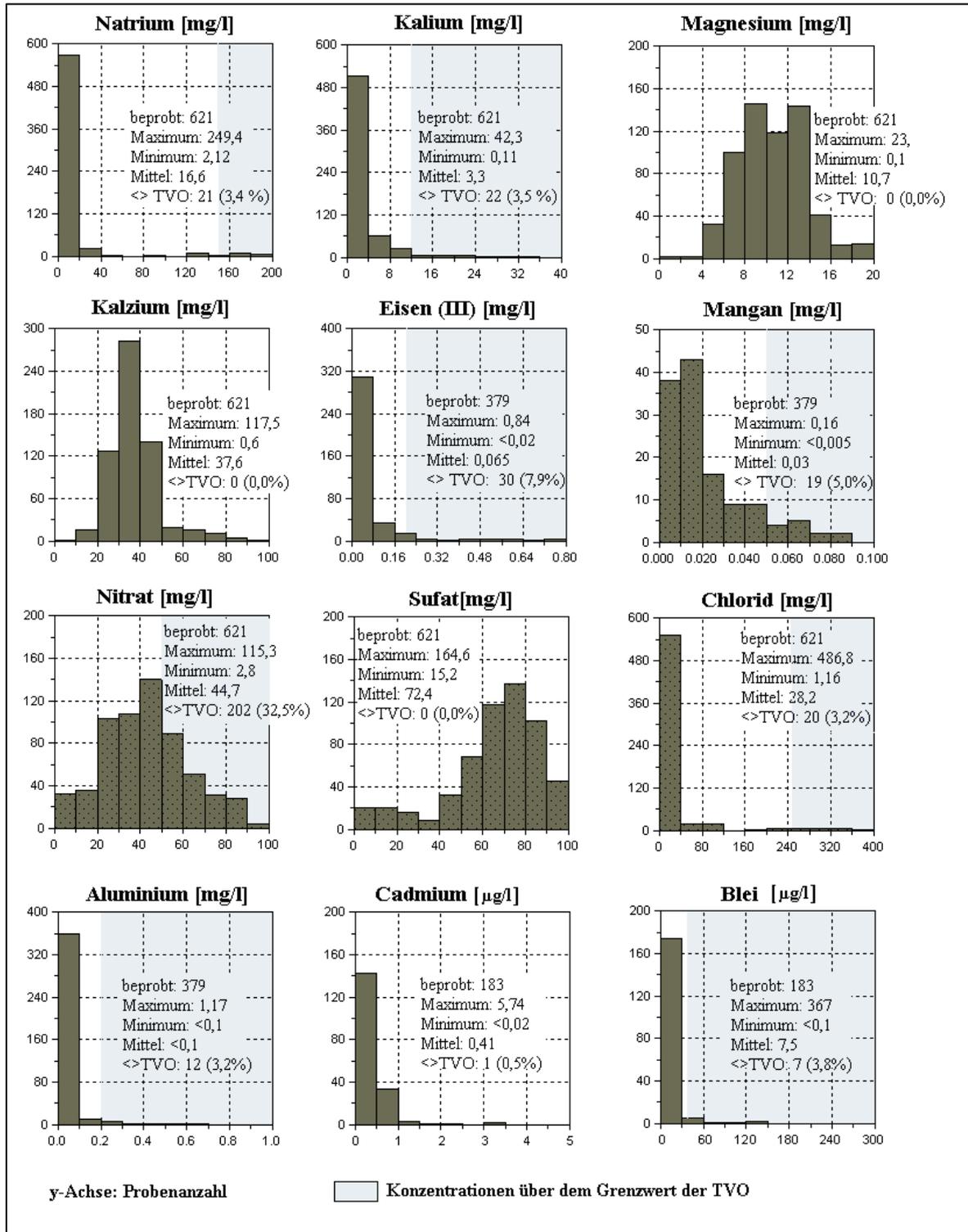


Abb. 6-4: Histogrammdarstellungen und Statistik (Maximum, Minimum, arithmetisches Mittel) zur Häufigkeitsverteilung von ausgewählten Kationen, Anionen und Metallkonzentrationen aus der gesamten Beprobungskampagne (6/1996 bis 12/2000)

Nitrat (NO_3^-) beeinträchtigt die Brunnenwasserqualität regional in großem Ausmaß. Die Häufigkeitsverteilung spiegelt hohe diffuse und lokale Überlastungen im gesamten Untersuchungsraum wider. In der EG-Richtlinie 75/440/EWG vom Juni 1975 über Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung der Mitgliedsstaaten, zuletzt geändert im Dezember 1991, sind dauerhafte NO_3^- Konzentrationen von $< 25 \text{ mg/l}$ als Wasserqualitätsziel ausgewiesen. Nur etwa $\frac{1}{4}$ der Proben entspricht diesem Gütekriterium und kann als anthropogen gering bis unbelastet bezeichnet werden.

Dagegen sind $\frac{3}{4}$ der Brunnenwässer eindeutig anthropogen beeinflusst. Die mittleren Nitratkonzentrationen liegen bei $44,7 \text{ mg/l}$. In den Brunnendörfern sind sehr unterschiedliche prozentuale Anteile extrahierter Nitratgehaltsklassifikationen zu verzeichnen, die auf räumliche Verteilungsmuster schließen lassen. Detaillierte Untersuchungen dazu und zu zeitlichen Abhängigkeiten erfolgen in den Abschnitten 7 ff und 8.2.

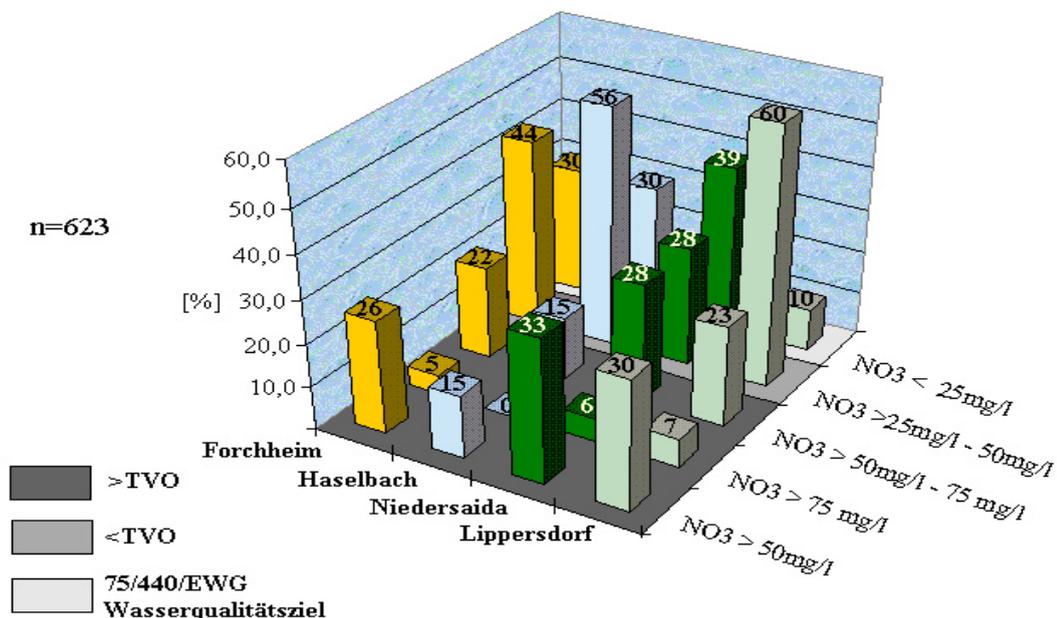


Abb. 65: Prozentuale Verteilung unterschiedlicher Klassifizierungen der Nitratkonzentration in den Gebieten der Brunnendörfer aus der Übersichtsbeprobung (Referenzbrunnenzeitreihen als Medianwerte)

Ammonium (NH_4^+) und **Nitrit (NO_2^-)** sind dagegen in den Brunnenwässern praktisch kaum vorhanden. Ammonium wird bei der Zersetzung organischer Substanz gebildet, kann aber auch durch Auswaschung organischer Dünger und direkte Abwassereinträge auftreten, wie nach extremen Niederschlagsereignissen in zwei Fällen zu beobachten war. Nitrit entsteht im Grundwasser vorrangig aus Nitrat durch mikrobielle Denitrifikation. Da die dafür notwendigen Standortbedingungen (mittlerer pH-Wert, anaerobes Milieu, hoher Eisen- und Pyritgehalt) in den Brunneneinzugsgebieten quasi nicht erfüllt werden, liegen die Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze. Lediglich in einem Aufschluss in unmittelbarer Nähe zu einer Fäkaliengrube wurde mit $1,0 \text{ mg/l}$ der Grenzwert der TVO um das 10-fache überschritten. Dies deutet auf die ungenügende Abdichtung der Fäkaliengrube und Oxidationsprozesse von exkrementalen Eiweißverbindungen hin (SLFUG, 1997a).

Keine der Brunnenwasserproben weist **Sulfat** (SO_4^{2-}) über dem Grenzwert der TVO von 240 mg/l auf. Trotzdem ist Sulfat mit im Mittel auftretenden Konzentrationen von etwa 72 mg/l das dominierende Anion. Geogene Stoffquellen für höhere Sulfatgehalte (u.a. Moore, Gipslagerstätten) sind im Untersuchungsraum weitgehend auszuschließen (Abschn. 3). Somit sorgen vor allem diffuse Einträge aus Immissionen für das relativ hohe Konzentrationsniveau (Abschn. 6.4.1).

Für **Natrium** (Na^+) und **Chlorid** (Cl^-) sind mit durchschnittlich 16,6 mg/l bzw. 28,2 mg/l, wie für natürliche Quellwässer meist typisch (SLFUG, 1997a), nur geringfügige Gehalte nachzuweisen. Vereinzelt sind in zu Straßen nahegelegenen Brunnen erhebliche Grenzwertüberschreitungen zu verzeichnen, die auf den lokalen Eintrag von Streusalz im Winterhalbjahr zurückzuführen sind (Abschn. 7.2.3.2).

Das geringe Konzentrationsniveau der Erdalkalien **Kalzium** (Ca^{2+}) und **Magnesium** (Mg^{2+}) mit generell weit unter den Grenzwerten der TVO liegenden Gehalten begründet die Ausprägung weicher Brunnenwässer. Gleichermaßen variieren **Hydrogenkarbonat** (HCO_3^-) mit 20,5 mg/l und **Kohlendioxid** (CO_2) mit 8,8 mg/l in nur geringfügigen Konzentrationsbereichen.

Auch **Kalium** (K^+) ist in natürlichen Brunnenwässern kaum vorhanden. Dennoch weisen etwa 3,3 % der Analysen Werte außerhalb des TVO-Gütekriteriums von 12 mg/l auf. Dies deutet auf die diffuse Beeinflussung durch mineralische- und besonders Wirtschaftsdüngung hin. Lokale Eintragspfade aus Fäkaliengruben konnten nicht nachgewiesen werden.

Überhöhte Konzentrationen durch **Phosphat** (PO_4^{3-}) aus diffusen (Düngung) und lokalen (häusliche Abwässer) Stoffeinträgen waren in keinem Fall nachzuweisen. Bodenfixierung, Pflanzenentzug und Erosion mit einher gehendem direkten Eintrag in die Oberflächengewässer verhindern Einträge in das Grundwasser (vgl. REICHEL, 1998).

Gelöstes **Eisen** tritt in den sauerstoffreichen Wässern nur in geringen Mengen < 1 mg/l auf. Das Grundniveau der Belastungen mit gelösten Eisenverbindungen liegt unter der Nachweisgrenze. Statistisch steigen die Eisengehalte (Fe^{3+}) im Brunnenwasser mit abnehmenden Sauerstoffgehalten bis auf durchschnittlich 0,5 mg/l Fe^{3+} bei 2 mg/l O_2 . Dagegen ist keine Beziehung zum pH-Wert zu erkennen. Etwa 8 % der Brunnenwässer weisen Gehalte über dem Grenzwert der TVO von 0,2 mg/l auf. Für **Mangan** (**Mn**) können die gleichen Feststellungen getroffen werden, wie für Eisen. Etwa 5 % der untersuchten Brunnenwasserproben entsprechen nicht den Anforderungen der TVO für diesen Parameter (0,05 mg/l). Von den 17 betroffenen Brunnen mit Grenzwertüberschreitungen durch Eisen und Mangan entfallen 12 auf die Gemarkung Forchheim. Unter Berücksichtigung der geologischen Situation in Bereichen von Forchheim (höhere Kluftgrundwasseranteile, Abschn. 4.3.2) kann dies als Hinweis auf häufig in Störungszonen beobachtete erhöhte Eisen- und Mangangehalte (JORDAN & WEDER, 1995) gedeutet werden, auch wenn das UIS-basierte OVERLAYING geologischer Informationen (KEMNITZ, 1988) mit den entsprechenden Brunnenlagen keinen eindeutigen Nachweis erbringt.

Für **Kupfer** (**Cu**), **Zink** (**Zn**), **Arsen** (**As**), **Cadmium** (**Cd**), **Blei** (**Pb**) und **Aluminium** (**Al**) sind aus der Beprobungskampagne keine räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster zu er-

kennen. Das Grundniveau dieser Wasserinhaltsstoffe liegt unter der Nachweisgrenze. Aus den statistischen Analysen lassen sich keine pH-Wertabhängigkeiten ableiten. Dennoch sind die Ursachen für gegenüber dem Grundniveau erhöhte Konzentrationen vor allem in periodisch auftretenden Versauerungsschüben zu suchen (Abschn. 6.4.1). Von den untersuchten Wasserproben entsprechen 3,8% nicht dem Gütekriterium der TVO für Blei und 3,2 % befinden sich über dem Grenzwert für Aluminium.

Wie ein Vergleich der arithmetischen Mittelwerte aus der Übersichtsbeobachtung zu den arithmetischen Mittelwerten unter voller Berücksichtigung der Referenzbrunnenanalysen (Abb. 6-4, Tab. 6-1) zeigt, ergibt sich für einzelne Parameter, insbesondere anthropogenen Ursprungs, ein differenziertes Bild der Belastungssituation.

Tab. 6-1: Grenzwertüberschreitungen untersuchter Parameter nach TVO und mittlere Wasserqualität der untersuchten Hausbrunnen

Parameter	Forchheim	Haselbach	Niedersaida	Lippersdorf	MITTELWERT ^{6/2}		Mittelwert ^{6/3} [mg/l]
					[%]	[mg/l]	
Brunnenanzahl	87	27	18	30	162	162	162
Anionen							
NO ₃ mg/l [Ø]	38,3	35,0	36,4	46,3	-	39	44,7
NO ₃ < 25 mg/l [%]	29,9	29,6	38,9	10	27,1	-	
NO ₃ > 25 – 50 mg/l [%]	43,7	55,6	27,8	60	46,8	-	
NO ₃ > 50 - 75 mg/l [%]	21,8	14,8	27,8	23,3	21,9	-	
NO ₃ > 75 mg/l [%]	4,6	0	5,5	6,7	4,2	-	
NO ₃ > 50 mg/l [%]	26,4	14,8	33,3	30	26,1	-	
Cl ⁻ >250 mg/l [%]	1,2	0	0	0	0,3	19,0	28,2
SO ₄ ²⁻ >240 mg/l [%]	0	0	0	0	0	69,3	72,4
Kationen							
Na ⁺ > 150 mg/l [%]	1,1	0	0	0	0,3	11,3	16,6
K ⁺ > 12 mg/l [%]	14,9	3,7	11,1	13,3	10,8	4,8	3,3
Mg ²⁺ > 50 mg/l [%]	0	0	0	0	0	9,7	10,7
Ca ²⁺ > 400 mg/l [%]	0	0	0	0	0	35,2	37,6
Fe ³⁺ > 0,2 mg/l [%]	14,9	3,7	0	4,0	5,7	0,074	0,065
Mn ²⁺ > 0,05 mg/l [%]	9,5	0,0	11,1	2,0	5,7	0,011	0,03
Al ³⁺ >0,2 mg/l [%]	5,4	7,4	11,1	1,0	6,2	<0,1	<0,1
pH- Wert [Ø]	6,32	6,2	6,25	5,97	-	6,18	6,03
pH < 6,0 [%]	24,1	48,1	44,4	50	41,7	-	-
pH 6,0 < 6,5 [%]	40,2	37	38,9	46,7	40,7	-	-
pH > 6,5 [%]	33,3	14,8	16,7	3,3	17,0	-	-

Aus der Übersichtsbeobachtung gehen beispielsweise mittlere Grenzwertüberschreitungen durch Kalium von 10,8 % hervor. Werden die Zeitreihen an den Referenzbrunnen voll berücksichtigt, sind es nur 3,3 %. Ein weiterer Vergleich verdeutlicht diese Problematik. Aus

^{6/2} Arithmetische Mittelwerte aus der Übersichtsbeobachtung, die Parameter mehrfach beprobter Brunnen (Referenzbrunnen) sind hier als Medianwerte berücksichtigt

^{6/3} Arithmetische Mittelwerte aus allen Beprobungsdaten, die Parameter mehrfach beprobter Brunnen sind hier einzeln berücksichtigt

einer Studie der Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen (TÄUMER, 1995) gehen für Dörnthal-Haselbach bei 38 % der untersuchten 33 Brunnen erhöhte Nitratbelastungen > 50 mg/l hervor, aus den am UFZ analysierten 27 Brunnen dagegen nur 15 % (Tab. 6-1).

Einmalbeprobungen können folglich wegen der großen räumlichen und zeitlichen Dynamik wirkender Prozesse im Landschaftshaushalt die tatsächlichen Gegebenheiten zur Belastungssituation nur bedingt erfassen. Die Qualität der hier gewonnenen Aussagen hängt in starkem Maß von der Auswahl der Brunnen und dem Beprobungszeitpunkt ab.

Somit sollten Übersichtsbeprobungen möglichst umfangreich an hinsichtlich des Naturraums und der anthropogenen Beeinflussung repräsentativen Standorten eines Untersuchungsraums erfolgen, um gesicherte Ergebnisse zu gewinnen und fehlerhafte Schlussfolgerungen zu reduzieren.

Fazit: Die Untersuchungsergebnisse weisen wie die Feldparameter auf eine geringe Grundwasserüberdeckung sowie große Zwischenabflussanteile mit kurzen Verweilzeiten hin. Die häufigsten chemischen Beeinträchtigungen der Brunnenwässer resultieren aus überhöhten Nährstoffeinträgen durch Nitrat (32,5%). Darüber hinaus zeichnen sich räumliche Verteilungsmuster und zeitliche Trends in der Nitratentwicklung ab, die Gegenstand detaillierter Untersuchungen in den Abschnitten 7.11 und 8.2.1 sind.

Wie bei der Ausprägung der hydrogeologischen Situation zu erwarten, ist das Belastungsniveau mit durch Verwitterung freigesetzten gesteinsbürtigen Wasserinhaltsstoffen (Natrium, Kalium und Kalzium, teilweise Magnesium) relativ gering. Toxisch wirkende Schwermetalle und aus Leitungsmaterialien freigesetzte Metallverbindungen sind mit Ausnahme von vereinzelt überhöhten Aluminium- und Bleikonzentrationen nicht nachzuweisen. Somit sind Hinweise gegeben, dass Pufferbereiche dieser Inhaltsstoffe in der ungesättigten Zone unter Freiland nicht oder nur vereinzelt erreicht werden. Sporadisch durchgeführte Analysen zu Belastungen durch PSM fallen negativ aus. Untersuchungen zu organischen Verbindungen und radioaktiven Stoffen erfolgten nicht.

Bedingt durch die geochemischen Prozesse im Untergrund und die anthropogenen Überlastungen insbesondere mit Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus Landwirtschaft, Abwasser und Atmosphäre sind die Brunnenwässer verbreitet dem SO₄-Ca-Na-(NO₃)-Typ zuzuordnen.

Auf Grund der geringen Geschützttheit und Grundwasserüberdeckung korreliert die Dominanz von Wasserinhaltsstoffen in den Brunnen streng mit den Inhaltsstoffen der diffusen und lokalen Schadstoffquellen.

Abb. 6-6 zeigt beispielhaft die PIPER- Diagramme (vgl. FURTAK & LANGGUTH, 1967; JORDAN & WEDER, 1995; HÖLTING, 1992) für

- a) repräsentative Brunnenwasserproben
- b) einen Brunnen (SB/F62) mit dominierenden Na-Cl-Ionen aus winterlichem Salzeintrag von der anliegenden Bundesstraße

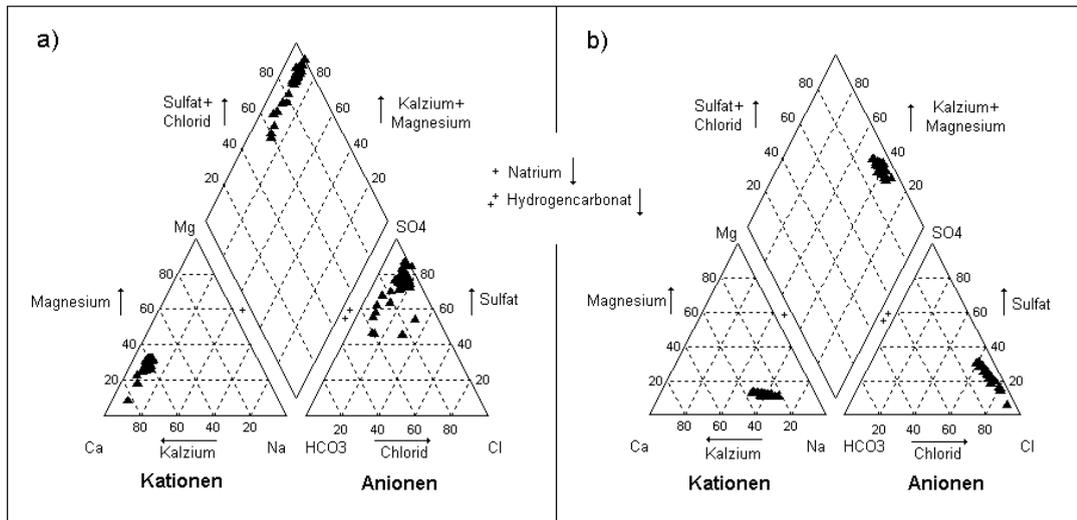


Abb. 6-6: PIPER-Diagramme für a) dem Regelfall entsprechende und b) durch Salzeintrag beeinflusste Brunnenwasserproben

6.3.5 Hygienische Brunnenwasserbeschaffenheit

Im Rahmen der UFZ-Beprobungen konnten hygienische Parameter aus technischen Gründen nur vereinzelt (E-Coli und koliforme Keime) untersucht werden. Kontaminationen waren dabei nicht nachzuweisen. Aus Übersichtsbeprobungen von TÄUMER (1995) gehen jedoch in Dörnthal-Haselbach 43 % von 33 und in Forchheim 65 % von 35 untersuchten Hausbrunnen als bakteriell belastet (E. coli und coliforme Keime) hervor.

Fazit: Die von TÄUMER (1995) festgestellten verbreiteten bakteriologischen Belastungen der Brunnenwässer sind ein weiteres Anzeichen für oberflächennahes Grundwasser mit hohem Interflowanteil (AURAND et.al., 1991), da tiefer liegendes Grundwasser im Vergleich zu Oberflächenwasser äußerst keimarm ist (SLFUG, 1997a). Lokale hygienische Verunreinigungen im Bereich der Brunnenfassungen können nicht ausgeschlossen werden.

6.4 Versauerung der Brunnenwässer

Der Anteil der Brunnenwasseranalysen, die nach TVO zu niedrige pH-Werte ($< 6,5$) aufweisen, schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen 66 % in Forchheim und 97 % in Lippersdorf (Tab. 6-1; Abb. 6-8). In Lippersdorf und Haselbach liegen etwa 50 % der analysierten Brunnenwässer sogar im pH-Wert-Bereich $< 6,0$. Die pH-Wert-Klassifikation 6,0 bis 6,5 ist in den Brunnendörfern mit relativ gleichen Anteilen zwischen 37% (Haselbach) und 47% (Lippersdorf) ausgeprägt.

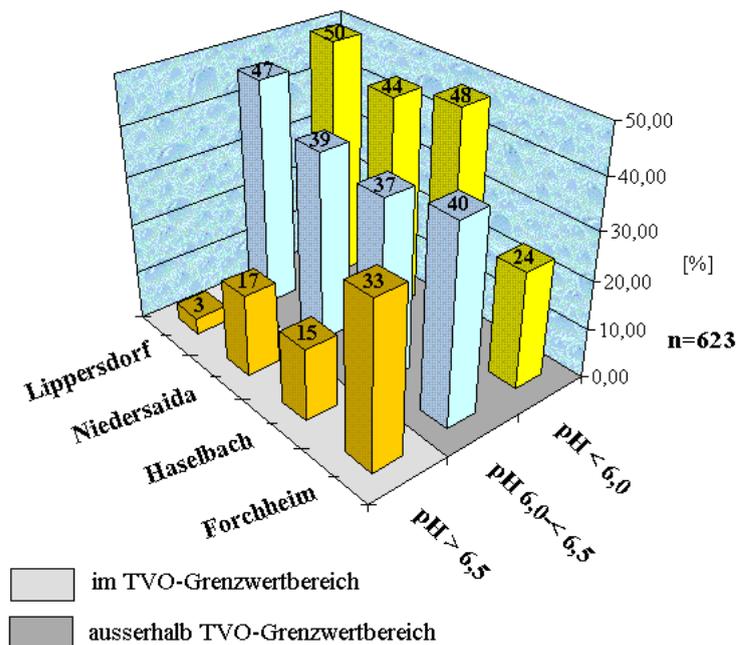


Abb. 6-7 Prozentuale Verteilung unterschiedlicher pH-Wert-Klassifizierungen in den Gemarkungen der Brunnendörfer

6.4.1 Ursachen der Versauerung

Im Untersuchungsraum sind räumlich und zeitlich relativ große Variabilitäten in der pH-Wert-Entwicklung der Brunnenwässer festzustellen. Die Ursachen dafür müssen vor allem in der unterschiedlichen atmosphärischen Deposition gesucht werden. Die Immissionssituation in den Brunneneinzugsgebieten wird dabei durch die Lage zu den Emissionsquellen, die topographische Differenzierung in Tal- und Hanglage und in Exposition sowie insbesondere durch die Witterungsbedingungen determiniert (u.a. SLFUG, 1997b BOZAU, 1995, LORZ, 1999).

Das Erzgebirge unterliegt nach wie vor großen Belastungen durch SO_2 - und NO_x -Einträge mit den Niederschlägen, die häufig auf Emissionen aus der Kohleindustrie des Böhmisches Beckens zurückzuführen sind. Die höchsten Schwefel- und Säureeinträge treten weiterhin im

Mittleren Erzgebirge auf (RABEN, 1998). Insbesondere nach Süd- und Südostwetterlagen waren somit in der Vergangenheit stark erhöhte Einträge von Säurebildnern zu verzeichnen (SLFUG, 1997b). Unterschiedliche SO_4 -Belastung der Brunnenwässer zwischen 16 und 165 mg/l (Tab. 6-2) sind vor allem auf differenzierte atmosphärische Einträge im Untersuchungszeitraum zurückzuführen (SLFUG, 1997c).

Während sich für die Schwefel- und Säureeinträge ein allmählicher Rückgang einstellt - Ursachen liegen in der Entschwefelung und Stilllegung von Kraftwerken sowohl in Sachsen als auch in Böhmen - ist der Stoffeintrag von Stickstoff mindestens gleichbleibend hoch und führt teilweise zu einer unwesentlichen Veränderung des Gesamtsäureeintrags (RABEN, 1998; RABEN & ANDREAE, 1998; SLFUG, 1997b). So zeigt die Reihung der Ionenäquivalente im Freilandniederschlag des Einzugsgebietes der Großen Pyra im Westerzgebirge klar die Dominanz von Stickstoff und nachgeordnet für Sulfatschwefel (LORZ, 1999). Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre erfolgen dabei überwiegend in Form von Ammonium, welches aus industriellen (chemische Fabriken und Kokereien) und landwirtschaftlichen Quellen (z.B. Ausgasung aus Gülledüngern) stammt. Phasen verstärkter Nitrifikation von in den Boden zusätzlich durch landwirtschaftliche Düngung eingetragendem Ammonium können wegen der dabei gebildeten Säureäquivalente indirekt periodische Versauerungsschübe auslösen (MIESENBURG, RADEMACHER & MEIWES, 1998).

Untersuchungen von BOZAU (1995) ergeben für das Osterzgebirge Niederschlags-pH-Werte von durchschnittlich 4,21. Aus stichprobenartigen pH-Wert-Messungen von Niederschlägen in Forchheim resultiert im Median ein pH-Wert von 4,3 und ein Minimum von 3,1. Der berechnete Mittelwert ist für Freilandniederschläge in Mitteleuropa typisch (u.a. KRIETER, 1991; ADAM, GLÄBER & HÖLTING, 2000). Die Verwitterungsböden und der geogene Untergrund weisen wegen fehlender Freisetzung basischer Kationen (Alkalien, Carbonaten) überwiegend nur geringe Säurepufferkapazitäten auf (vgl. Abschn. 3.3; 6.3.4). Somit bleibt der Eintausch freier H^+ - Ionen gegen basische Kationen am Kationenaustauschkomplex aus und eine Neutralisation der direkt in die Böden eingetragenen Säuren aus Schwefel- und Stickstoffverbindungen wird weitgehend verhindert. Die Folge ist ein anthropogen verursachter Kreislauf, der zu immer größeren Bodenversauerungen führt. Obwohl eine fortschreitende Bodenversauerung durch regelmäßige Kalkgaben auf Wald- und Ackerflächen noch gedämmt wird, wiesen die Ackerböden im Untersuchungsraum zum Zeitpunkt ihrer Herbstbeprobungen pH-Werte zwischen 4,8 und 6,2 auf.

Eine Reihe von Forschungsarbeiten verweisen auf witterungs- und topographisch bedingte Versauerungsschübe im Erzgebirge, insbesondere in den Kammlagen mit fehlenden Pufferabschnazitäten durch geringmächtige Verwitterungsböden (u.a. BOZAU, 1995; LORZ, 1999). In der DVWK (1990) wird darauf hingewiesen, dass vor allem zu Zeiten von Schneeschmelze und ergiebigen Niederschlagsereignissen in Trinkwasserspeichern des Mittelgebirgsraums verstärkt mit Versauerungen zu rechnen ist. Die pH-Wert-Messungen an den Referenzbrunnen bestätigen diese Aussage. Die pH-Wert-Minima sind fast ausnahmslos in Zeiten der

Scheitelabflüsse des Interflows nach Starkniederschlägen und Schneeschmelze zu verzeichnen.

In Folge dessen kann auch im Freiland der Aluminium (Al-) und Aluminium/Eisen (Al/Fe)-Pufferbereich mit pH-Werten zwischen 3,8-4,2 bzw. 3,0-3,8 erreicht werden (RABEN, 1998; ADAM, GLÄßER & HÖLTING, 2000). Die auftretenden grenzwertüberschreitenden Mengen von Aluminium, Eisen, Mangan und Blei in Brunnenwässern können folglich teilweise auf Phasen stärkerer Versauerung mit einher gehender Mobilisation dieser Inhaltsstoffe aus den Böden, Sedimenten und Leitungsmaterialien zurückgeführt werden, auch wenn ein statistischer Beweis anhand der durchgeführten Korrelationen zu Brunnenwasser-pH-Werten nicht vorliegt (Abschn. 6.3.4). Ursachen sind in der für diese Zwecke zu geringen Beprobungsdichte zu suchen.

In Brunnen, deren Einzugsgebiete einer forstwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, sind versauerungsbedingte Einträge von chemischen Inhaltsstoffen potentiell wahrscheinlicher, weil hier die überwiegende Zahl der Böden bis in 90 cm Tiefe dem Aluminium-Pufferbereich unterliegt (RABEN, 1998). Im Trend aller Analysen fördern Brunnen mit vollständiger oder anteiliger Waldnutzung (Fichtenbestände) im Einzugsgebiet tatsächlich geringfügig saurere Wässer (Tab. 6-2, Tab. 6-3). Diese sind jedoch nicht, wie angenommen, vermehrten grenzwertüberschreitenden Aluminium-, Mangan- und Eisenkonzentrationen unterlegen. Ganz im Gegenteil, keiner der 17 Brunnen, für die mindestens einer der drei Parameter außerhalb der Vorgaben der TVO- Richtlinie liegt, weist im Einzugsgebiet Waldnutzung auf. Eine Begründung könnte in der geringen Zahl an berücksichtigten Brunnen mit Forsteinzugsgebieten (drei) liegen.

Aus der Verknüpfung von Daten zur Exposition und durchschnittlichen pH-Werten aus der Beprobung der Brunnen wurde die topographische Abhängigkeit der Brunnenwasserversauerung untersucht. Tabelle 6-2 zeigt entgegen ersten Vermutungen, dass statistisch kein Hinweis auf eine dauerhaft größere Versauerung von Brunnenwässern südlich exponierter Brunneneinzugsgebiete vorliegt und somit topographisch bedingte Differenzierungen nicht ins Gewicht fallen.

Tabelle 6-2: Mittlere pH-Werte in Abhängigkeit von der Exposition der Brunneneinzugsgebiete

Exposition	Anzahl	pH-Wert
Nördlich	38	6,23
Östlich	7	6,03
Südlich	68	6,19
Westlich	17	5,99

In Abb. 6-9 erfolgt der Nachweis, dass Versauerungsschübe in den Brunnen vielmehr expositionsunabhängig und mit einer zeitlich sehr hohen Variabilität durch die Witterung und Wetterlage verursacht werden. Wie auch LORZ (1999) im Westerzgebirge festgestellt hat, kann

kein statistischer Zusammenhang zwischen monatlichen Niederschlagshöhen und pH-Werten nachgewiesen werden. Dies trifft gleichermaßen auf pH-Werte und geologischen Untergrund zu. Darüber hinaus ist kein jahreszeitlicher Trend in der pH-Wert-Entwicklung zu erkennen. Die Brunnen SB/F01 und SB/F09 unterliegen größeren Schwankungen als der Brunnen SB/F62, was auf erhöhte Basisabflussanteile im Brunnen SB/F62 hindeutet (Abschn. 7.2.3). Die pH-Wert-Maxima werden drei bis fünf Monate nach größeren Feuchteperioden erreicht. Ein direkter Zusammenhang mit dem Kalken der Ackerflächen im Brunnenanstrom ist nicht nachzuweisen.

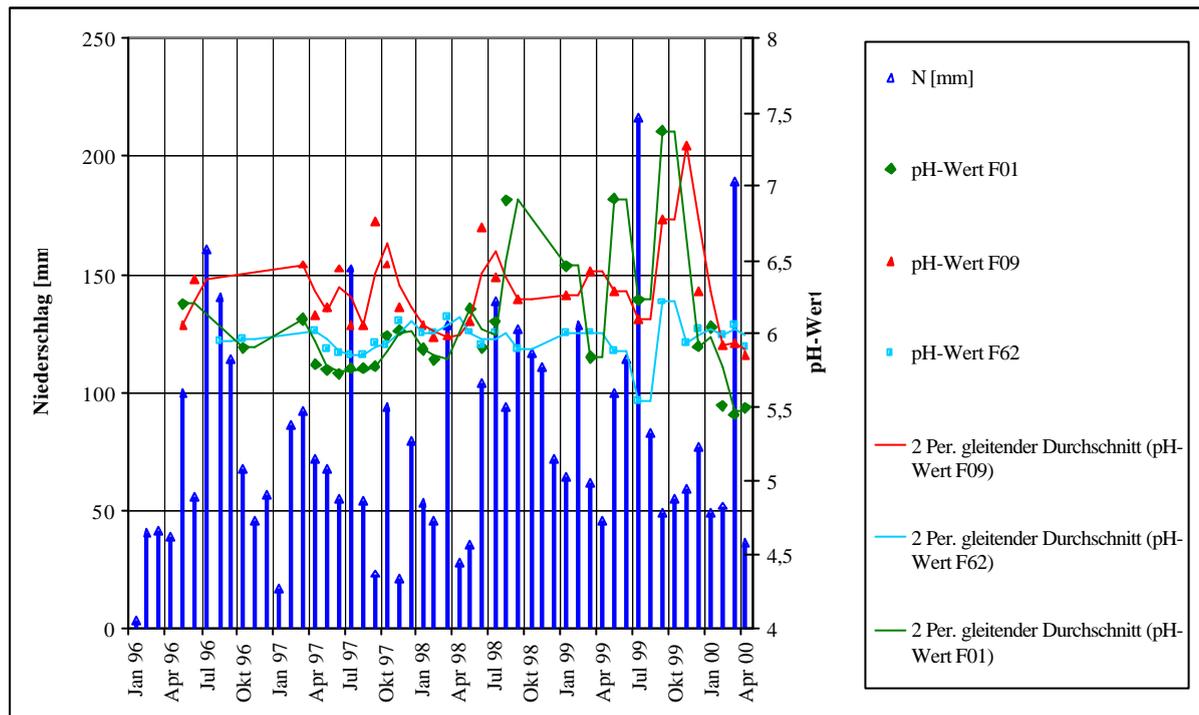


Abb. 6-8: Monatliche Niederschläge und pH-Wert-Verlauf ausgewählter Referenzbrunnen

6.5 Gesundheitsgefährdung

Aus der regionalen Belastungssituation ergibt sich eine sehr geringe Geschützttheit der Brunnen gegen Schadstoffeinträge. Stark oder länger belastete Brunnenwässer sind mit direkten oder auch latenten Gesundheitsgefährdungen der Konsumenten verbunden (ROHMANN & SONTHEIMER, 1985).

Ohne Anspruch auf die umfassende Bewertung gesundheitsgefährdender Inhaltsstoffe sollen folgend einige Beispiele erörtert werden:

Eines der Hauptprobleme bei der Trinkwasserversorgung aus den Hausbrunnen ist gemäß den Untersuchungen von TÄUMER (1995) die hygienische Belastung mit Keimen und Bakterien (Abschn. 6.3.5). Umfangreiche Bewertungen zum Verhalten und zur Überlebensdauer pathogener sowie anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser sind u.a. bei FILIP et.al. (1986) nachzulesen. Eine hygienische Gefährdung der Flachbrunnen besteht insbesondere

dann, wenn sich im Brunnenanstrom nur ungenügend abgedichtete Kanalisationsanlagen und Klärgruben, Güllelager, Silos oder auch Dungstätten befinden (Abschn. 6.1.1). Insbesondere nach extremen Witterungsereignissen (Starkregen, Schneeschmelze) ist mit der Mobilisierung von chemischen und biologischen Inhaltsstoffen aus diesen Schadstoffquellen zu rechnen. Ein umgehender Eintrag von Krankheitserregern (Viren, Bakterien, Parasiten und Pilzen) in die Brunnen ist in solchen Fällen auf Grund der Untersuchungsergebnisse zur Brunnenwasserbeschaffenheit potentiell vor auszusetzen.

Auch dauerhaft erhöhte Nitratkonzentrationen sind mit Gesundheitsgefährdungen verbunden. Das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes führte beispielsweise epidemiologische Untersuchungen an 2700 Kindern einer ländlichen Region durch. Bei Mädchen zwischen 12 und 16 Jahren wurde unter den Bedingungen einer marginalen Jodversorgung und einer Nitratkonzentration von > 30 mg/l ein signifikant erhöhtes Risiko für Strumaerkrankungen festgestellt. Auch HÖRING & SCHILLER (1987) identifizieren Nitrat und Huminsäuren sowie einige ihrer Degradationsprodukte eindeutig als strumigen. Dabei nimmt das relative Risiko mit steigender Nitratkonzentration zu (SEFFNER, 1995). Darüber hinaus kann Methämoglobinämie bei Kleinkindern verursacht werden (HUBBARD & SHERIDAN, 1989; SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL, 1992).

Häufig treten aber auch Zusammenhänge zwischen der geologischen Herkunft des Wassers und Gesundheitsgefährdungen auf. Für Flachbrunnenwässer aus Phyllit und Gneis, wie im Untersuchungsraum anzutreffen (Abschn. 3.3), sind beispielsweise wiederholt erhöhte Strumafrequenzen festgestellt worden (u.a. BURTSCHER & SPRENGER, 1935; SAUERBREY et al., 1989).

Kalium ist im Grundwasser kein Problemelement und hat toxikologisch kaum Bedeutung (BECKER, 1999), so dass eine Gesundheitsgefährdung nicht zu erwarten ist.

Lokal auftretende und zumeist nur geringfügig über dem Grenzwert liegende Eisen- und Mangangehalte sind aus gesundheitlicher Sicht unbedenklich. Ab 0,3 mg/l Eisen ist lediglich mit Färbungen, Trübungen, Ablagerungen und Geschmacksbeeinträchtigungen zu rechnen.

Dagegen sind für dauerhaft erhöhte Aluminium- und Bleikonzentrationen toxische Wirkungen vor auszusetzen. Allerdings wurden im Beprobungszeitraum nur in Ausnahmefällen Grenzwertüberschreitungen gemessen (Abschn. 6.3.4).

Neben dem privaten Gebrauch der Brunnenwässer wird dieses auch gewerblich genutzt (u.a. Fleischerei, Bäckerei, Viehzucht, Milchwirtschaft). Hier erfolgen in regelmäßigen Abständen Pflichtkontrollen zur hygienischen und chemischen Beschaffenheit durch das zuständige Gesundheitsamt. Bei Beanstandungen kommt es zu Auflagen für den Brunnenbetreiber bis hin zur Schließung des Betriebes bei Nichteinhaltung.

Kontrollen an nicht gewerblich genutzten Brunnenanlagen sind zwar gleichermaßen gesetzlich angezeigt, dagegen aber nur sporadisch vor auszusetzen. Viele Brunnenbetreiber scheuen die relativ hohen Kosten einer Vollanalyse hygienischer und chemischer Parameter von etwa 400 DM. Vielerorts wissen die Brunnenwasserkonsumenten folglich zu wenig über die Qualität ihres Trinkwassers. Das große Interesse an den Ergebnissen der UFZ-Beprobung verdeutlichte dies mit Nachdruck.

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)

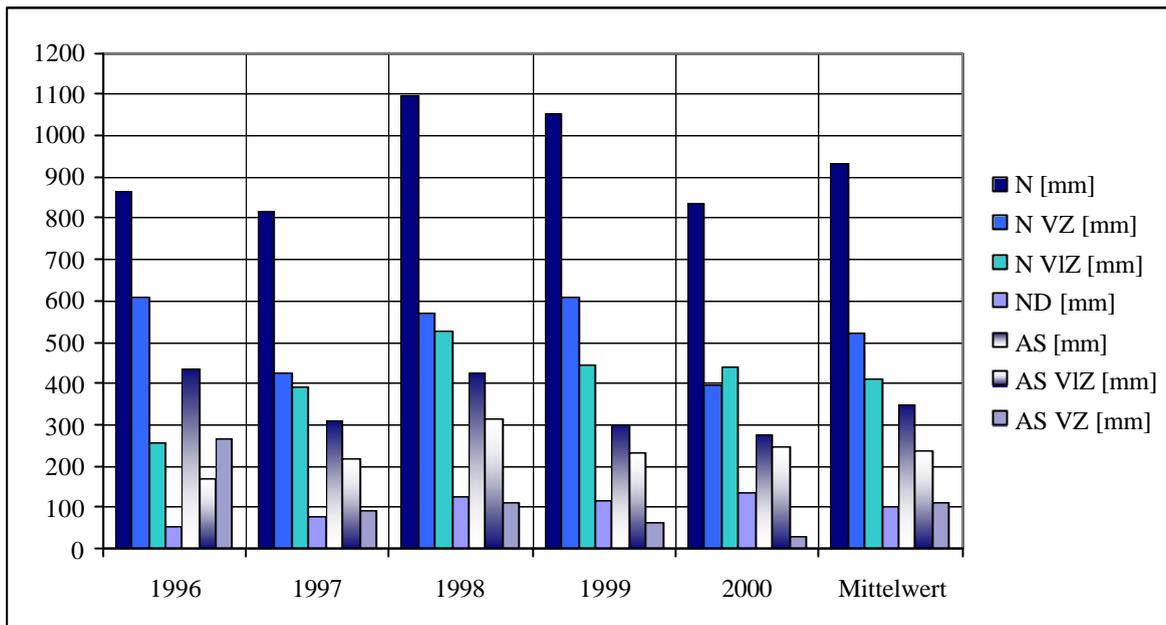


Abb. 7-1: Mit „WRAP“ für Flachbrunneneinzugsgebiete des Untersuchungszeitraums berechnete mittlere Raten des Direktabflusses (N_D) sowie der Versickerung (A_S) in der Vegetations- (VZ) und vegetationslosen (VIZ) Zeit

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 REICHEL (1998) bestätigen dies. In Feuchteperioden werden dagegen schon geringe Niederschlagsmengen abflusswirksam.

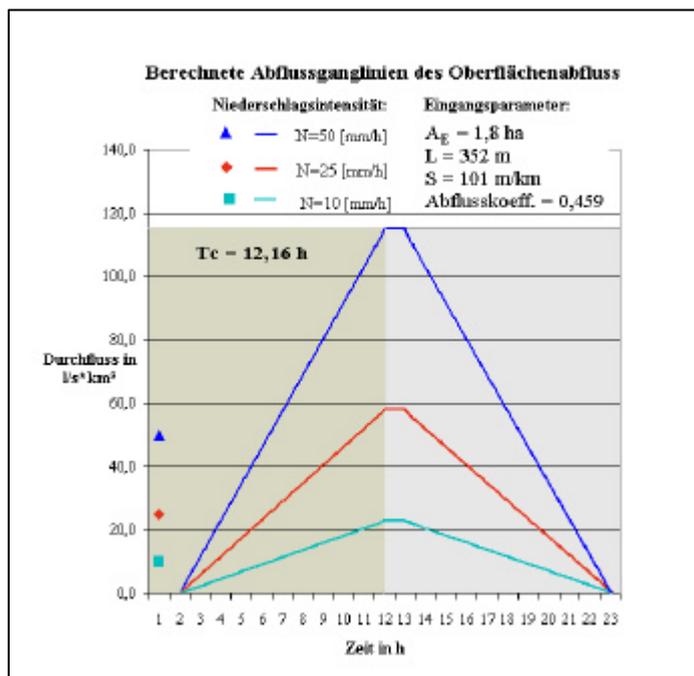


Abb. 7-2: Mit der Rationalmethode berechnete Durchflussganglinien zur Beschreibung des mittleren Translationsverhaltens der Referenzbrunneneinzugsgebiete

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 auszuge-

hen. 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.

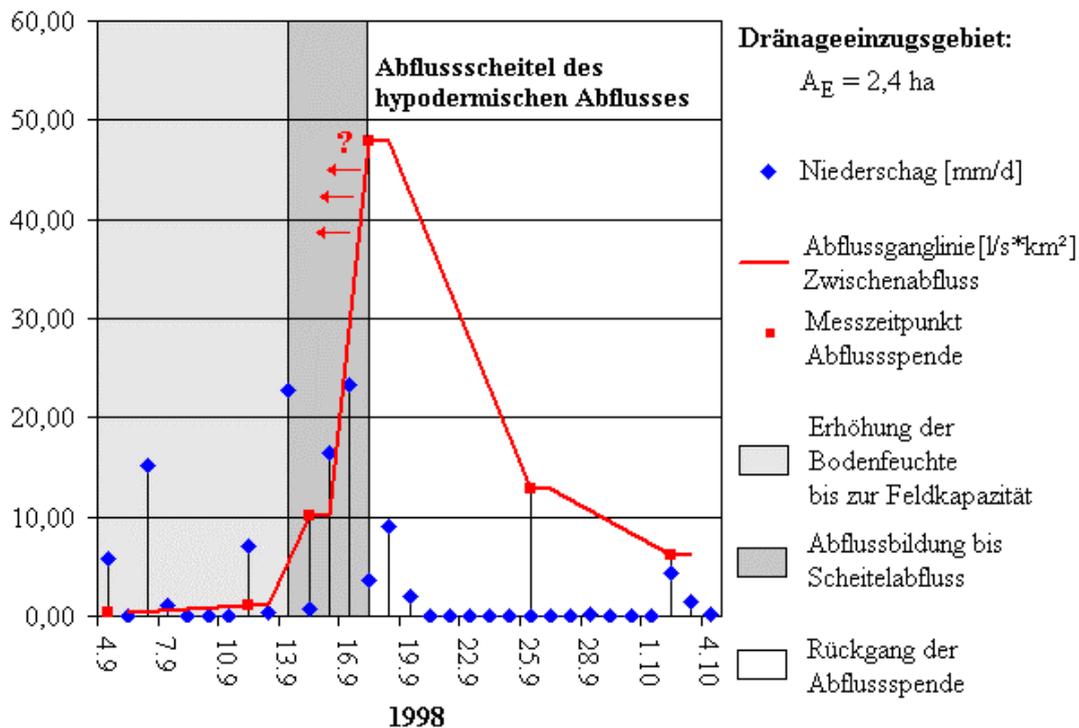


Abb. 7-3: N-A-Verhalten einer Drainage etwa 200 Meter westlich zum Referenzbrunnen SB/H06 während einer Feuchteperiode im Herbst 1998 (Quelle der Rohdaten: MICHALSKI, 2001 mdl. Mitt.)

Fazit: Im Beprobungszeitraum traten, verglichen zum mehrjährigen Mittel, erhebliche Besonderheiten im N-A-Geschehen auf. Insbesondere der überdurchschnittlich feuchte Herbst 1998 lässt größere Nitratauswaschungen 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).

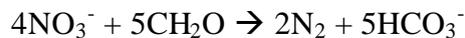
Als Quellen kommen sowohl das Nitrat aus mikrobiellen Umsetzungen bodengebundenen Stickstoffs aus der abbaubaren organischen Bodensubstanz wie auch aus organischem und mineralischem Dünger über die Wasserphase in das Grundwasser gesickertes Nitrat in Frage.

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 bodengebundenes 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. Bodengebundenes 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.

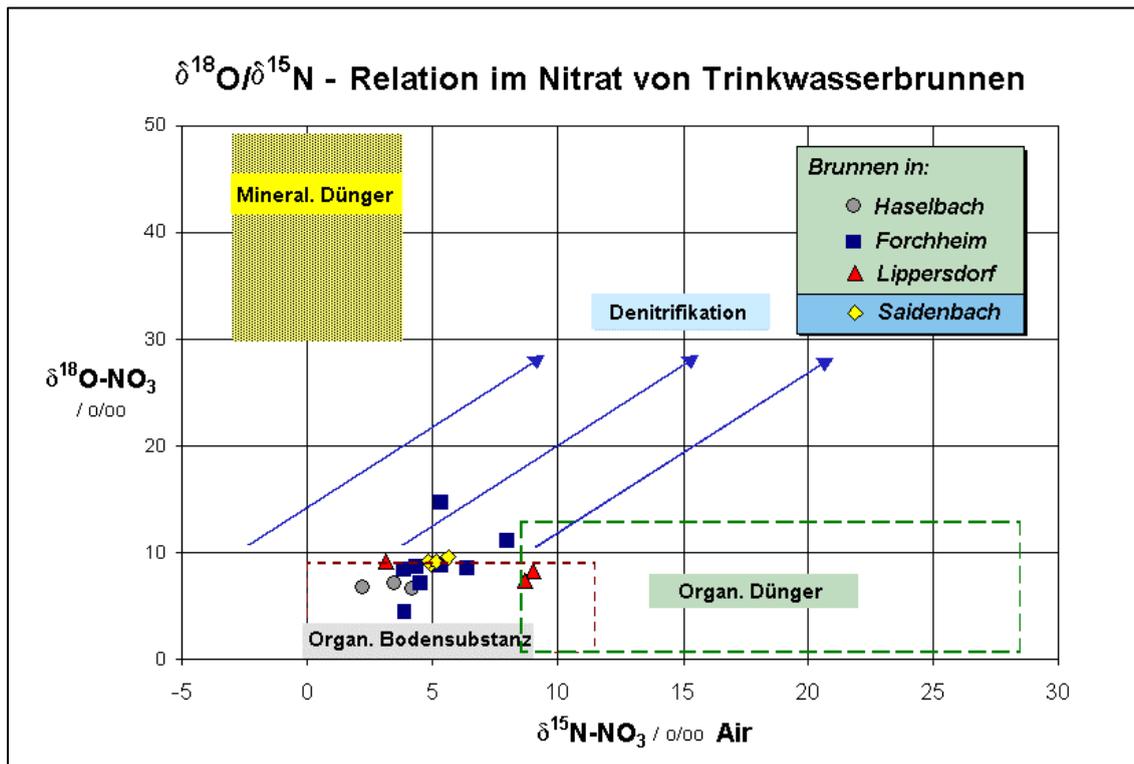


Abb. 7-4: $\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ -Relation im Nitrat von Trinkwasserbrunnen der Brunnenörter Haselbach, Forchheim und Lippersdorf und vom Vorfluter Saidenbach (Quelle: STRAUCH, KOWSKI, SCHRECK & THÜRKOW, 1999)

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

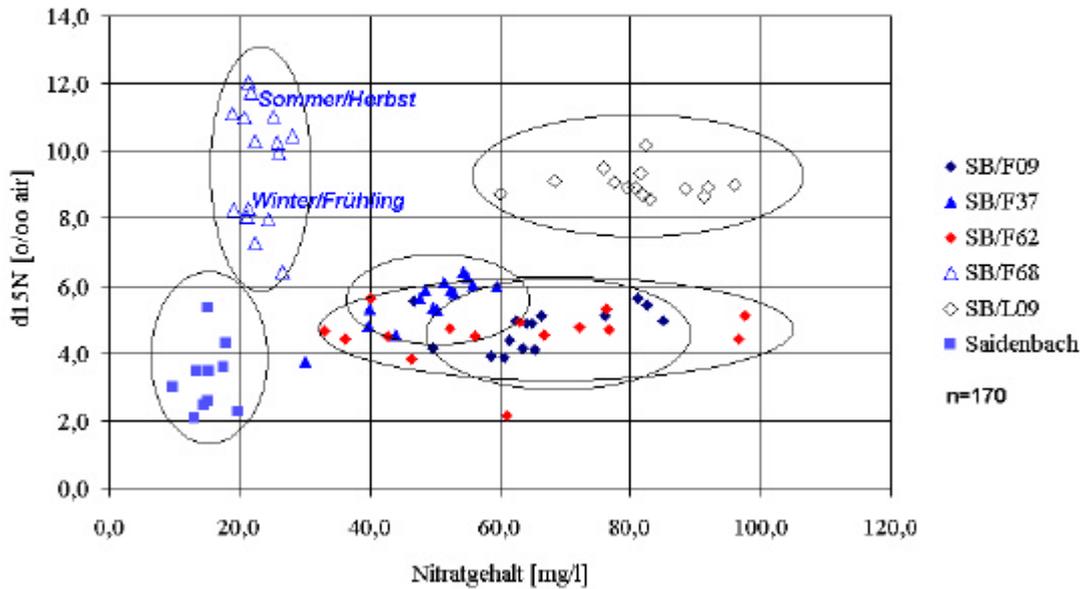


Abb. 7-5: Nitratgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte ausgewählter Referenzbrunnen im Zeitraum zwischen Juni97 bis Mai99

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).

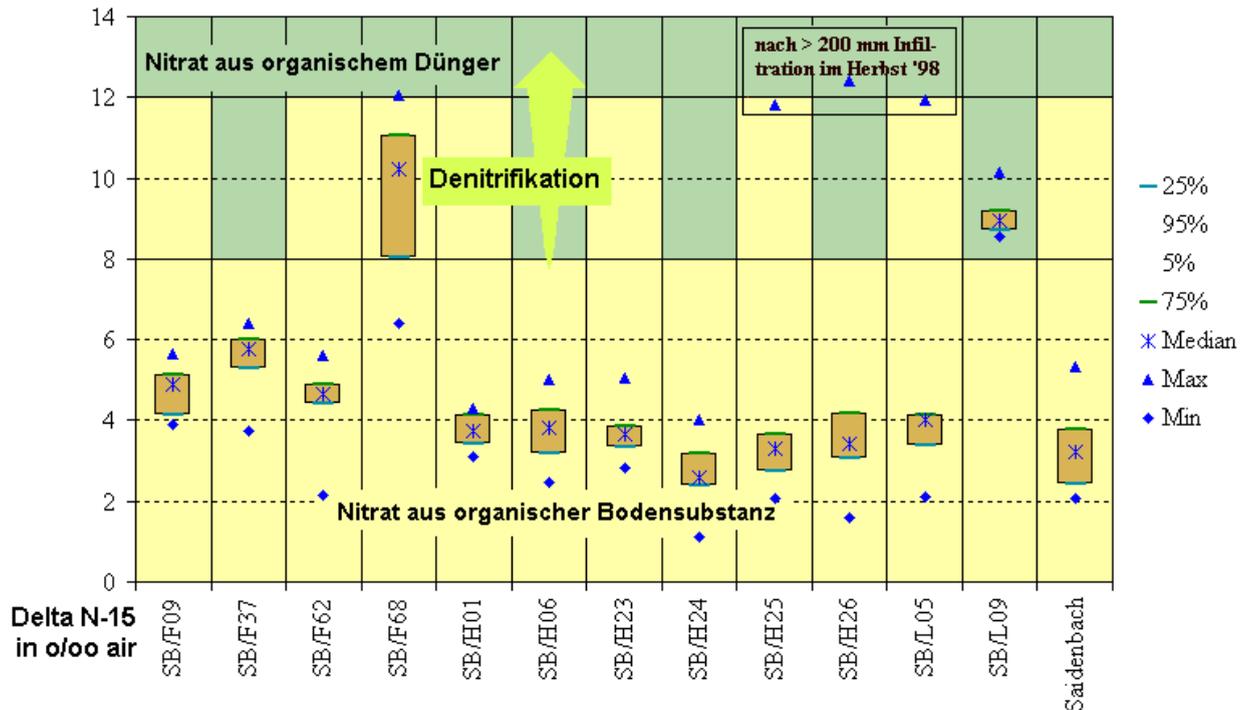


Abb. 7-6: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Variabilität der $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalte im Brunnenwassernitrat ausgewählter Referenzbrunnen und im Vorfluter Saldenbach

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

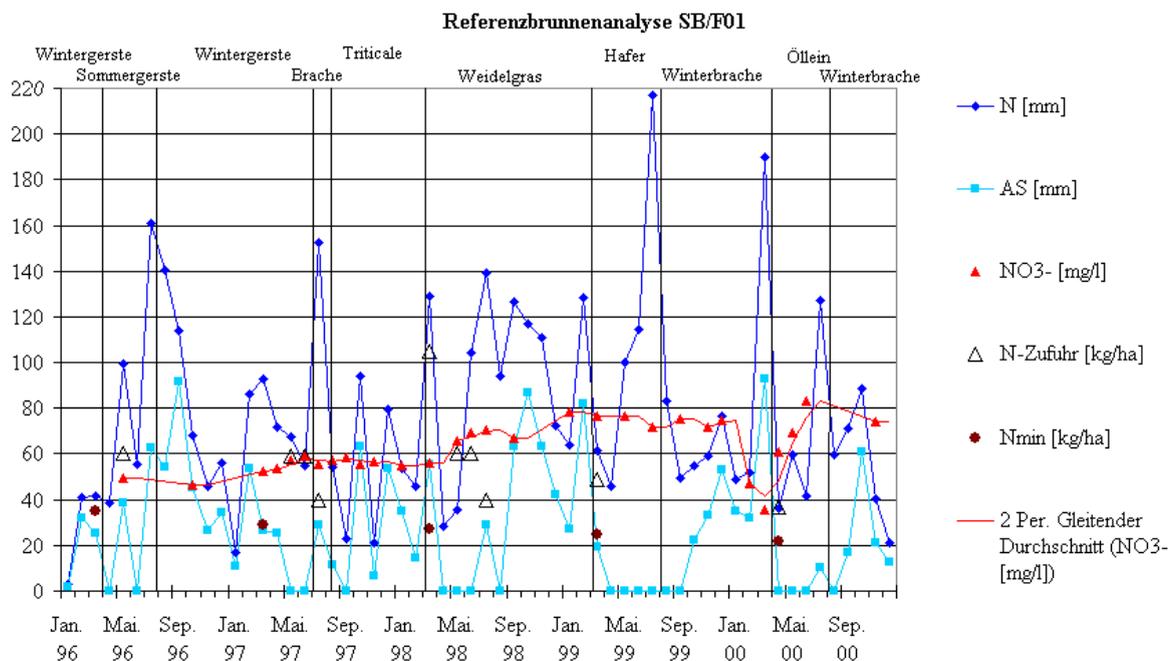


Abb. 7-7: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F01 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

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

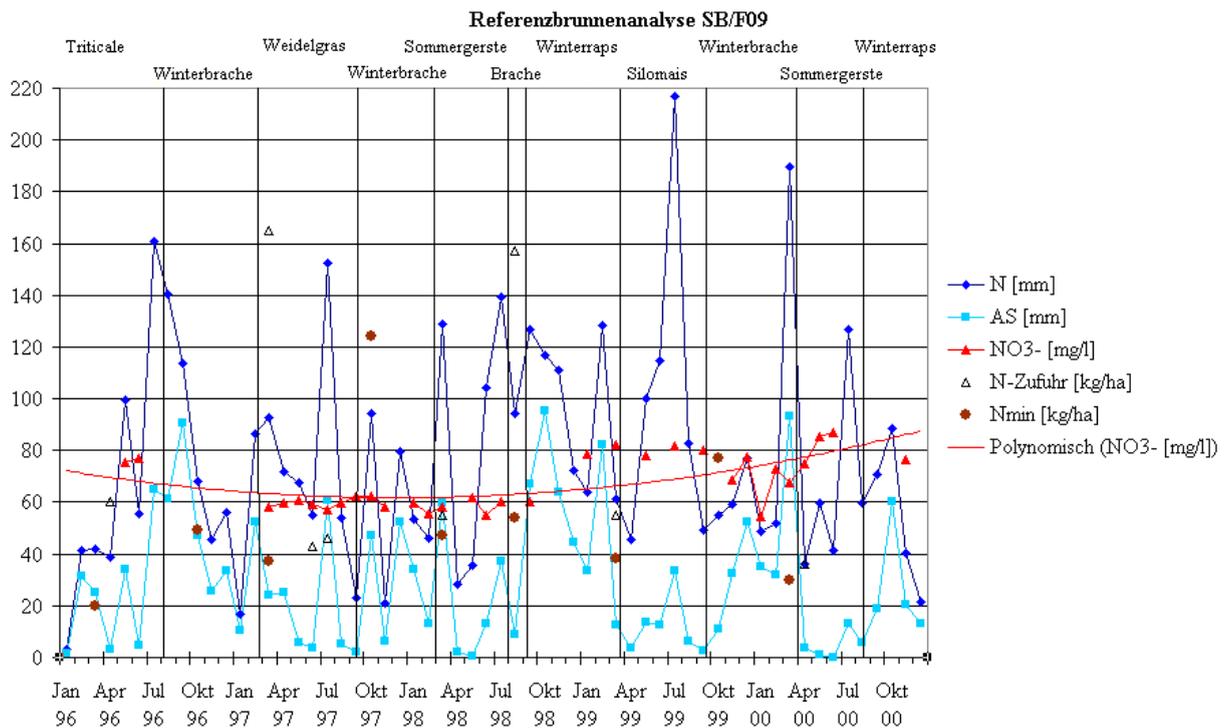


Abb. 7-8: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F09 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

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.

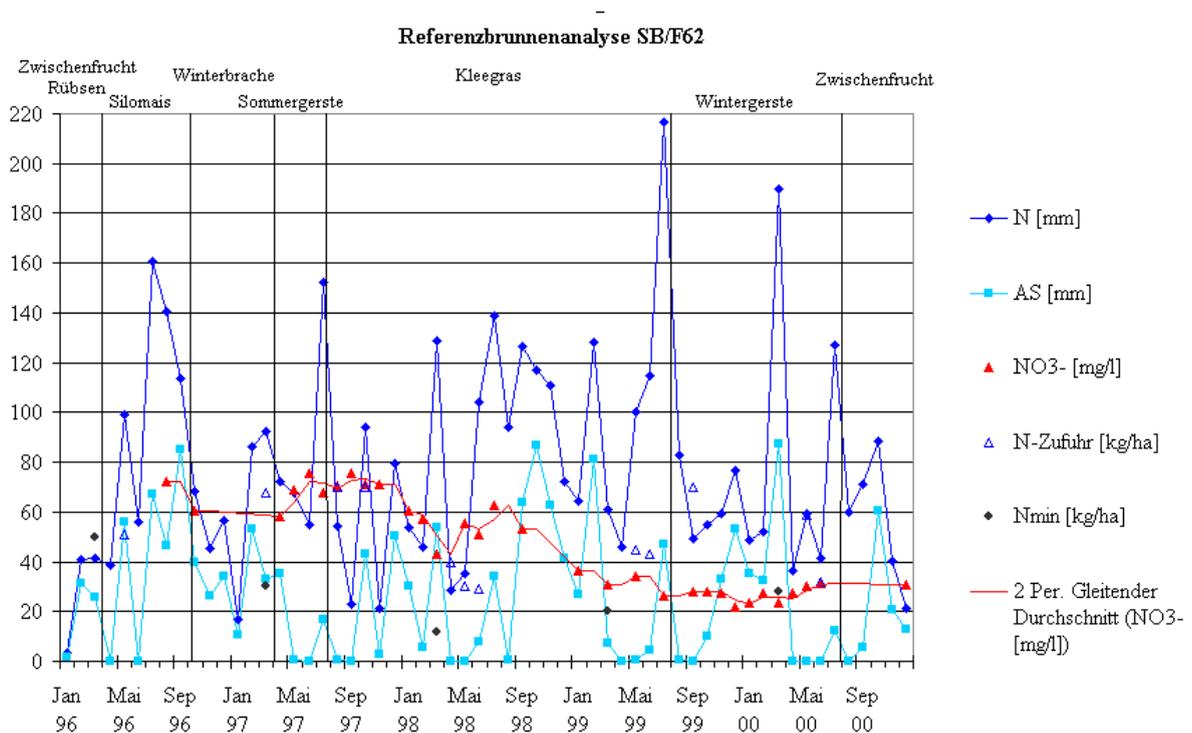


Abb. 7-9: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/F62 in Abhängigkeit von Nutzung, Bewirtschaftung (Betriebsmitteleinsatz) und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

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 Analysenergebnisse 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.

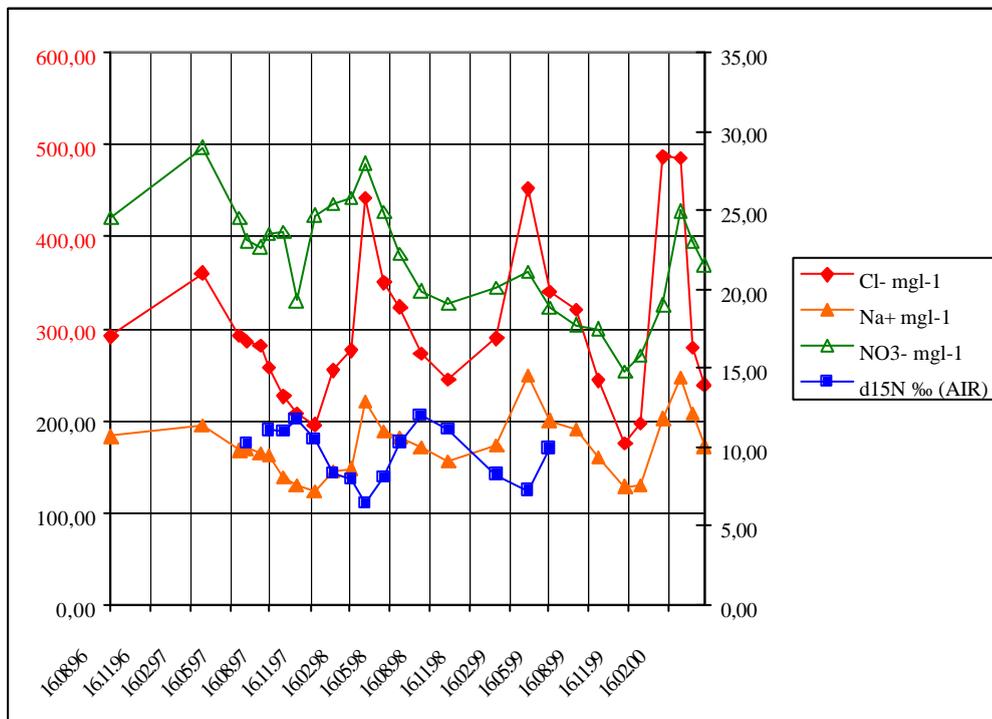


Abb. 7-10: Analyse zur Entwicklung der Brunnenwasserbeschaffenheit ausgewählter Parameter des Referenzbrunnens SB/F68

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).

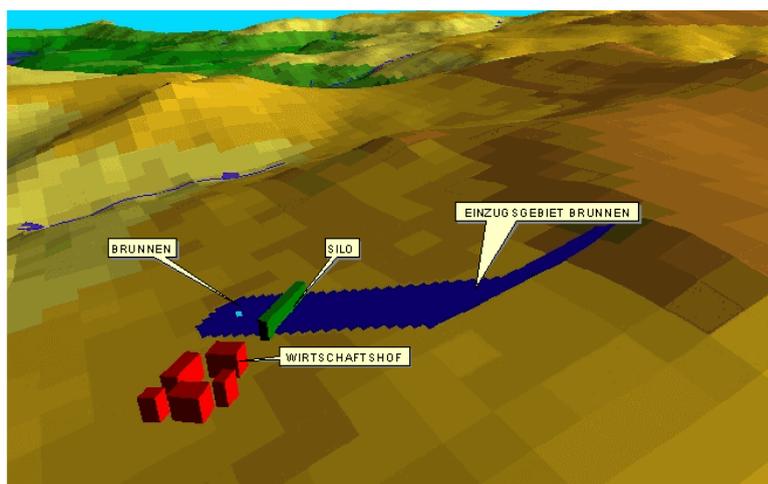


Abb. 7-11: 3 D-Ansicht auf das reliefbasierte Einzugsgebiet des Brunnens SB/H06 mit Silo im Brunnenanstrom

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.

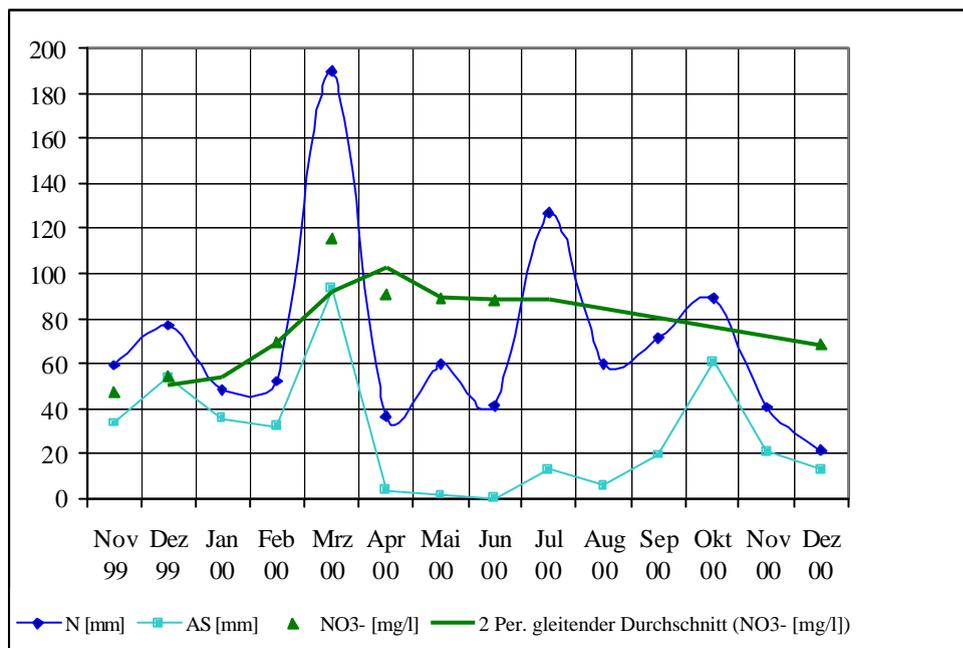


Abb. 7-12: Analyse zur Entwicklung der Nitratbelastung des Referenzbrunnens SB/H06 in Abhängigkeit einer lokalen Belastungsquelle und N-A-Prozessen im Brunnenanstrom

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.

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 vorzusetzen, 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 vorzusetzen.

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.

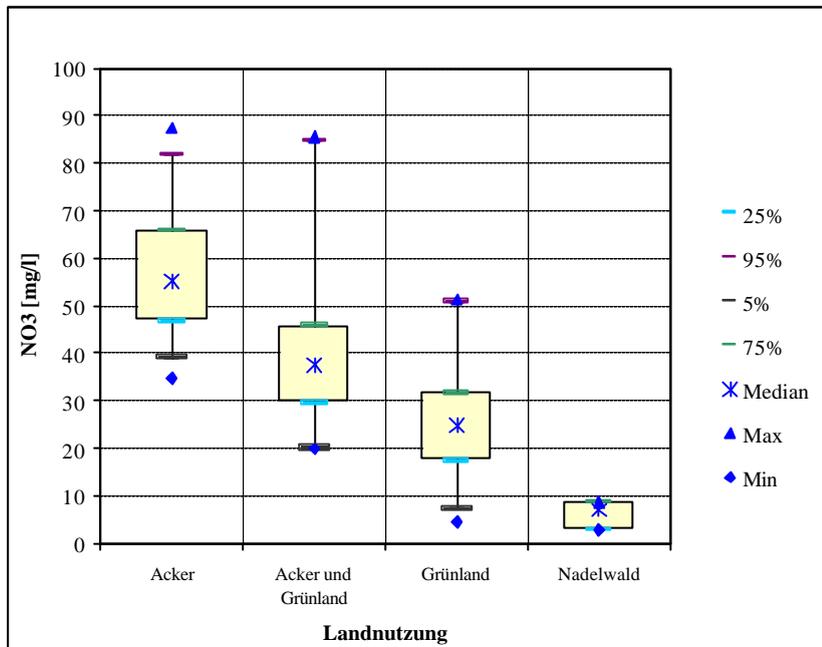


Abb. 8-1: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Nutzungsabhängigkeit der Nitratgehalte in den Trinkwasserbrunnen (Referenzbrunnen als Medianwerte)

Nur etwa $\frac{1}{4}$ der untersuchten Brunnenwässer wird dem Qualitätsziel der EG-Richtlinie 75/440/EWG von $< 25 \text{ mg/l}$ 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 $5 \text{ bis } 6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. 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 $15,7 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ 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

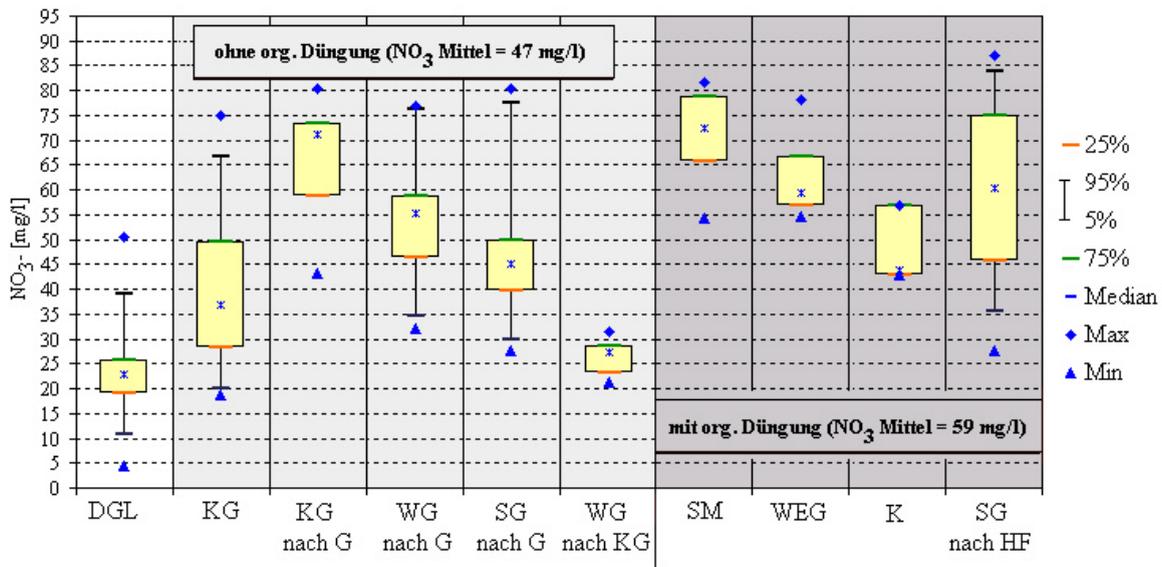


Abb. 82: Box-Whisker-Diagramm zur Darstellung der Abhängigkeit der Brunnenwassemnitratgehalte von der Fruchtart sowie zugehöriger Düngung und Auswaschungszeiträume im Brunnenanstrom

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.

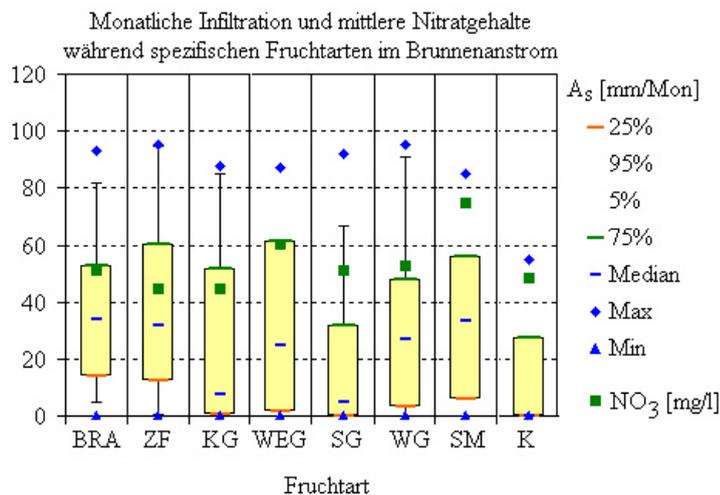


Abb. 8-3: Monatliche Infiltrationsraten und zugehörige Ackerkulturen im Brunnenanstrom während des Untersuchungszeitraums mit mittleren Nitratgehalten der Trinkwasserbrunnen

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 & REICHELT, 1996; REICHELT, 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 REICHELT (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.

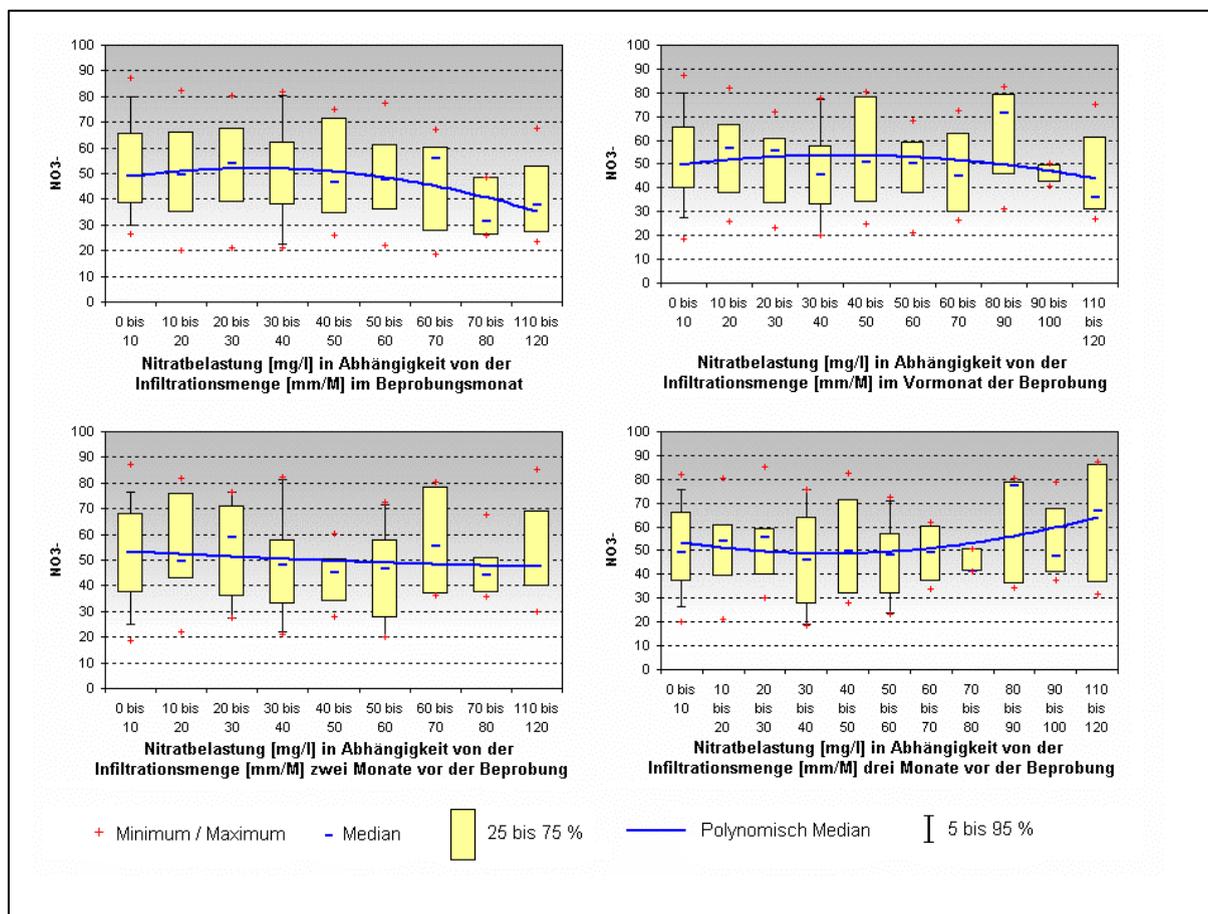


Abb. 8-4: Box-Whisker-Diagramme zur Darstellung mittlerer Nitratkonzentrationen in Brunnen mit Ackerland-einzugsgebieten in Abhängigkeit von der „WRAP“-berechneten Infiltrationsrate im Beprobungsmonat sowie 1, 2 und 3 Monate vor der Beprobung

[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 Nitratreinträge, 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 Nitratreinträge 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.

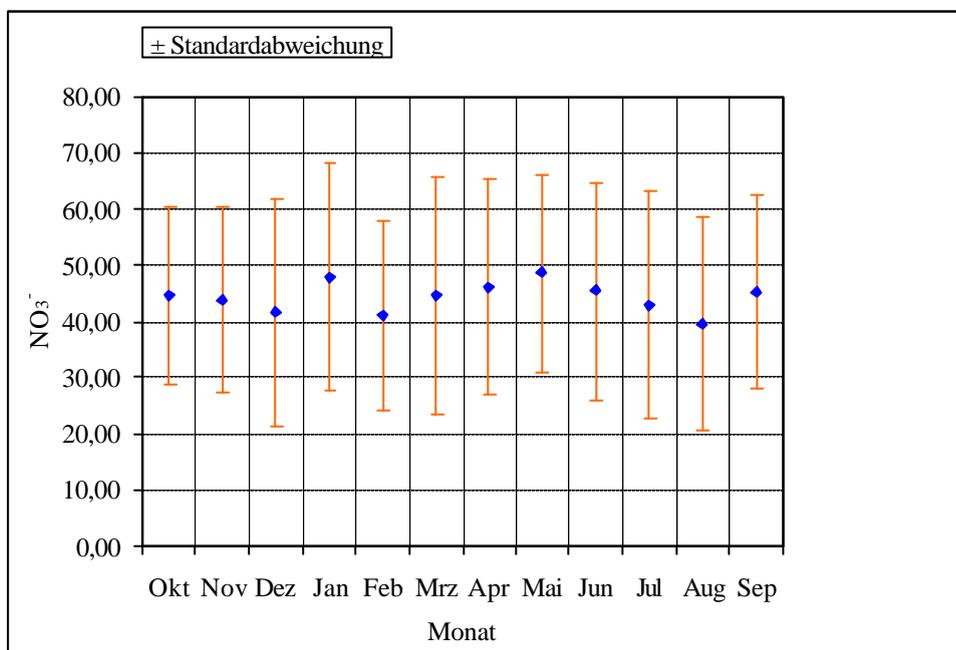


Abb. 8-5: Zeitliche Entwicklung der mittleren Nitratkonzentration und der Standardabweichung

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

Der Wasser- und Stoffhaushalt und die Flächenbewirtschaftung durch die Landwirtschaft sind an die klimatischen Verhältnisse gebunden. Abweichende Witterungsbedingungen vom langjährigen Mittel bewirken teilweise zeitliche Verschiebungen dieser Prozesse. Folglich ist eine kalendarische Planung von Beprobungsterminen wenig sinnvoll. Vielmehr sollten diese auf die potentiellen Zeiträume des Schadstoffeintrags in die Brunnen ausgerichtet sein. In Tab. 8-6 sind Vorschläge zum Beprobungsumfang und zu Beprobungszeitpunkten an Hausbrunnen mit dominanten Zwischenabflüssen zusammengestellt.

Tab. 9-1: Handlungsempfehlungen zum Beprobungsumfang und zu Beprobungszeitpunkten an Trinkwasserbrunnen des gering bedeckten Lockergesteinsbereichs des Mittleren Erzgebirges

Zeit	Ereignis	Analysen ^{9/1}
Vegetationszeit	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetationsbeginn • Fruchtbildung/Samenreife der Kulturpflanzen 	A, B, C
	zusätzliche bzw. erweiterte Beprobung, wenn: <ul style="list-style-type: none"> • Niederschlagsintensitäten > 50 mm/d • Versickerung zeitnah zu organischer und anorganischer Düngung 	A, B, C, D
Vegetationslose Zeit	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetationsende/Beginn vegetationslose Periode • andauernde Frostperiode • Schneeschmelze bzw. Feuchteperioden nach Schneeschmelze 	A, B, C
	zusätzliche bzw. erweiterte Beprobung, wenn: <ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserneubildung zeitnah zu organischer Düngung im Spätherbst • Grundwasserneubildung zeitnah zu Einarbeitung der Zwischenfrüchte (Gründüngung) 	A, B, C, D
Zusätzliche Anmerkungen: <ul style="list-style-type: none"> • bei lokalen Belastungsquellen im Brunnenanstrom, wie Güllelagern, Silos, Abwasser- und Kläranlagen generell nach hohen Niederschlagsintensitäten mit Versickerung • bei Erreichen des Aluminium (Al-) und Aluminium/Eisen (Al/Fe)- Pufferbereichs mit den Niederschlägen • wenn möglich tägliche Beprobung bei erhöhten Abflussspenden nach extremen Witterungsbedingungen (Starkniederschläge, Schneeschmelze) 		A, B, C, D A, B, C, D, E

Fazit: In der Vegetationszeit sollten wenigstens zwei und in der vegetationslosen Zeit für gewöhnlich wenigstens drei Beprobungen an den Brunnen erfolgen, um die zeitliche Entwicklung der Belastungssituation hinreichend genau zu erfassen. Um sämtliche Schadstoffeinträge zu dokumentieren, muss die Beprobungsdichte jedoch während bzw. nach extremen Witterungsbedingungen mit einher gehender Versickerung erheblich ausgeweitet werden. Dazu ist das rechtzeitige Erkennen der Zeiträume mit Grundwasserneubildung notwendig. Neben der aufmerksamen zur Kenntnisnahme der Wetterprognose ist der Einsatz von einzugsgebietsbezogenen N-A-Modellen notwendig. Die in „WRAP“ integrierten GIS-Methoden und Modelle können dafür eine effiziente Grundlage bilden. Dazu müssen die Klimadaten der nächsten

^{9/1} A – Milieuparameter; B - Hauptkationen und -anionengehalte; C - hygienische Parameter; D - Isotopenuntersuchungen; E - Schwermetall- und Spurenelementgehalte (vgl. Abschn. 6.3.1)

Klimastation möglichst umgehend zur Verfügung stehen. Bei schlechter Wetterprognose können aber auch N-A-Szenarien berechnet werden.

9.2 N-Flächenbilanzen und N_{\min} -Bodenuntersuchungen

Die schlagbezogenen Stickstoffflächenbilanzen und N_{\min} -Bodenuntersuchungen auf Grundlage der Sächsischen Schlagkarte stellen sinnvolle Zusatzinformationen zur Brunnenwasserbeprobung dar, um die Belastungssituation mit Nitrat hinreichend interpretieren zu können (vgl. u.a. BECKER, 1996). Die Referenzbrunnenuntersuchungen erweisen aber auch, dass diese Methoden bei der Beurteilung des Gefahrenpotentials zum Stickstoffaustrag aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser häufig zu erheblichen Fehleinschätzungen führen können, da nur vereinzelt Zusammenhänge zwischen gemessenen bzw. berechneten Werten und ausgewaschenen N-Mengen festzustellen sind (vgl. Abschn. 7.4.1). Die zeitliche und räumliche Dynamik der Prozesse des Stickstoffhaushalts ist durch diese Methoden allein somit nur unzureichend zu erfassen. MICHALSKI (2000) gelangt bei detaillierten Ursachenanalysen zu gleichen Schlussfolgerungen. Darüber hinaus erweisen von ihm durchgeführte erste Untersuchungen im Rahmen teilflächenspezifischer Bewirtschaftungen auf Ackerflächen (PRECISION FARMING), dass 20 bis 30 Prozent der N-Verluste im Untersuchungsraum auf die unterschiedliche Ausprägung pedologischer und morphologischer Kennwerte zurückzuführen sind.

Aus diesem Umstand resultieren erhebliche Probleme in der landwirtschaftlichen Praxis, da die Düngeempfehlungen durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft für die geplante Bewirtschaftung der Ackerflächen auf der Grundlage schlagbezogener N_{\min} -Beprobungen erfolgen. Diese Form der Düngeberatung ist somit anzuzweifeln und kann sowohl zu Nährstoffdefiziten als auch zu Überlastungen mit einhergehender Auswaschung in das Grundwasser führen. Räumlich und zeitlich höher aufgelöste N_{\min} -Bodenuntersuchungen nach den Handlungsempfehlungen aus Tab. 8-6 lassen eine verbesserte Einschätzung des Stickstoffhaushalts im Boden auf Grundlage dieser Untersuchungsmethode erwarten. Die große Heterogenität des N-Bedarfs und der N-Auswaschung auf den Ackerflächen ist aber auch auf diesem Wege nicht zu erfassen.

9.3 Entlastungsmaßnahmen zur Verbesserung der Brunnenwasserqualität

Im Untersuchungsraum sind über den gesetzlichen Rahmen hinaus große Bemühungen vorhanden, die Wasserqualität der Grund- und Oberflächenwässer regional, nachhaltig und möglichst kurzfristig zu verbessern. Eine Interessengemeinschaft „Gewässerschonende Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Trinkwassertalsperre Saidenbach“ vereint Vertreter unterschiedlicher Institutionen (u.a. Landestalsperrenverwaltung, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Technische Universität Freiberg, Regierungspräsidium Chemnitz) in Arbeitskreisen, um wasserschutzkonforme landwirtschaftliche Produktionsverfahren unter Einbeziehung der bestehenden Gesetze und Verordnungen im Freistaat Sachsen

aufzuzeigen (vgl. Abschn. 3.9) und gegebenenfalls in die Praxis umzusetzen. In diesem Kreis sind auch die Untersuchungsergebnisse der vorliegenden Arbeit gefragt.

Die Analyse zur zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Belastungssituation in den Brunnen erweist periodische und dauerhafte Wasserqualitätsprobleme bei etwa einem Drittel der untersuchten Brunnen. Die Untersuchungsergebnisse in Abschn. 8.2. belegen, dass auch eine gewässerschonende, konventionell betriebene Landwirtschaft keine dauerhafte Entlastung in diesen Brunnen herbeiführt. Somit bleibt eine potentielle Gesundheitsgefährdung für viele Brunnenwasserkonsumenten bestehen (Abschn. 6.5).

Lippersdorf sowie Bereiche von Haselbach und Forchheim sind zwar an das zentrale Netz der Trinkwasserversorgung angeschlossen und der Ausbau unterliegt einer stetigen Erweiterung, große Teile der Bevölkerung werden jedoch ihre Wasserversorgung auch in Zukunft aus den Hausbrunnen vornehmen. Gründe sind vor allem:

- Der Anschluss an das Fernwassernetz geht nur langsam voran und berücksichtigt ausschließlich die Kerndörfer. Entlegene Gehöfte können auch in Zukunft nicht versorgt werden.
- Die Hausbrunnen liefern einen Großteil des Brauchwassers (u.a. Waschen, Gartenbewässerung), um die Verbrauchskosten für Wasser niedrig zu halten.
- Die hohen Anschlusskosten an das Fernwassernetz von etwa 400 DM pro Meter können und wollen viele Bewohner nicht tragen.
- Die Brunnenwasserqualität veranlasst bei etwa $\frac{2}{3}$ der untersuchten Brunnen keinen Anschluss an das Netz (Abschn. 6.3.4).

Somit sind Entlastungsmaßnahmen an den Brunnen möglichst schnell notwendig. Diese können vorsorgender, sanierender und nachsorgender Art sein:

Vorsorgende Maßnahmen sollten vor allem eine wasserschutzkonforme Landnutzung und Flächenbewirtschaftung sowie der unverzügliche Ausbau der zentralen Abwasserentsorgung in allen Brunnendörfern sein, um zu einer **regionalen Verbesserung des Grund- und Oberflächenwasserschutzes** zu gelangen.

Gesetzliche Regelungen und Handlungsempfehlungen für eine wasserschonende landwirtschaftliche Nutzung sind in Abschn. 3.9 aufgeführt. Detaillierte Entlastungsmaßnahmen u.a. zur Form, Methode und zum Zeitpunkt der Ausbringung des Düngestickstoffs und zur Fruchtfolge mit Dauerbegrünung durch Untersaat, Haupt- und Zwischenfruchtanbau sowie Zwischensaat wurden für den Untersuchungsraum von REICHELT (1998) und MICHALSKI (2000) erarbeitet.

Solange Sickerwässer aus Klärgruben mit dem Zwischenabfluss in die Hausbrunnen gelangen können, ist mit keiner hygienischen Verbesserung der Wasserqualität zu rechnen. Es ist daher unumgänglich, in allen betroffenen Dörfern die bereits begonnenen Maßnahmen zur Abwasserentsorgung schnellst möglich fortzuführen. Sollte zu einem späteren Zeitpunkt eine flä-

chendeckende Versorgung mit Fernwasser gewährleistet sein, kann auch dann nicht auf eine zeitgemäße Abwasserentsorgung verzichtet werden.

Darüber hinaus sind **lokal wirksame Maßnahmen** zu treffen. Dazu gehört vor allem die kritische Auswahl der Brunnen hinsichtlich ihrer Eignung als Trinkwasserlieferant. Die Untersuchungsergebnisse dieser Arbeit liefern dabei Entscheidungshilfen, da aus ihnen eine pauschale Einschätzung der Schutzfähigkeit der Flachbrunnen in Abhängigkeit von der Brunnenlage abgeleitet werden kann. Wenn möglich, sollten Brunnen mit lokalen Belastungsquellen (Abschn. 6.1) und intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen im Anstrom nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt werden. Ausweichmöglichkeiten auf wenig belastete Versorgungsbrunnen mit wasserschonender Nutzung und Bewirtschaftung im Anstrom (Wald, Dauergrünland – vgl. Abschn. 8.2) oder mit dominanten Basisabflussanteilen sind somit zu prüfen. Diese Alternative der Brunnenselektion ist für viele Brunnenbetreiber jedoch häufig nicht vorhanden. Hier müssen andere Maßnahmen greifen.

Eine wesentliche lokale Entlastung würde von der Ausweisung der gesamten Brunneneinzugsgebiete als Schutzzone II ausgehen (vgl. Abschn. 3.9). Dies ist jedoch in der Praxis nicht zu realisieren. Eine Reihe von zeit- und kostenaufwändigen Bemessungsgrundlagen müssten erhoben werden (vgl. SLFUG, 1997a; SMUL, 1992; SMUL, 1996; DVWG, 1995). Zudem sind bei den meisten Flachwasserfassungen mit Wasserqualitätsproblemen die Kriterien an Schutzwürdigkeit und Schutzfähigkeit nicht erfüllt (vgl. SMUL, 1996). Gleichwohl müssten zivilrechtliche Festlegungen zu Ausgleichs- und Ersatzleistungen durch die Brunnenbetreiber an die Landwirte erfolgen, wenn sich im Anstrom Ackerland befindet. Denkbar ist auch die Ausweitung des bestehenden Schutzgürtels von 50 auf 100 Meter mit zusätzlichen Nutzungsrestriktionen hin zur extensiven Grünlandbewirtschaftung. Zumindest sollte die Ausbringung von organischen und mineralischen Düngemitteln sowie Pflanzenschutzmitteln in diesem Radius untersagt und bei Nichteinhaltung konsequent bestraft werden. Auch diese Maßnahmen müssten mindestens zivilrechtlichen Festlegungen zu Ausgleichs- und Ersatzleistungen an die Landwirte unterliegen. Mithin wäre die konsequente Einhaltung der Düngebeschränkung im bestehenden Schutzgürtel von 50 Metern häufig schon ein Erfolg. Eine entscheidende Verbesserung der Wasserqualität durch den Schutz von Teilen eines Brunneneinzugsgebietes ist jedoch anzuzweifeln.

Nicht zuletzt sollte die Errichtung von Dunglagern, Silos, Stallungen und Hausklärgruben im Einzugsgebiet der Brunnen gänzlich untersagt werden. Befinden sich im Anstrom der Brunnen schon lokale Schadstoffquellen, muss ein einwandfreier baulicher Zustand gewährleistet sein.

Detaillierte Bewertungen und Beurteilungen hinsichtlich Wirksamkeit und verursachten Kosten bei **sanierenden und nachsorgenden Maßnahmen** sind in der Diplomarbeit von BERDING (1997) und dem Abschlussbericht des DBU-geförderten Forschungsprojektes: „Entlastung privater Trinkwasserbrunnen. Konzepterstellung und Bewertungsstrategie.“

(BERLEKAMP, FUEST, GLÄBER, MATTHIES, SCHRECK & THÜRKOW, 2000) aufgeführt. Im Folgenden wird eine knappe Zusammenfassung gegeben.

Eine wirksame technische Veränderung ist bei in Frage kommen die Brunnenvertiefung. In tieferen Brunnen dominiert Wasser aus den Kluftgrundwasserleitern (Basisabfluss), wodurch sich die Wasserqualität nachhaltig verbessern kann (vgl. Abschn. 8.4). Eine Brunnenvertiefung muss mit technischen Veränderungen des Brunnenausbaues einher gehen, um die Zumischung belasteter, oberflächennaher Wässer zu verhindern. Teilweise ist dabei schon die Verbesserung der Brunneneinfassung ausreichend.

Zudem können andere technische Maßnahmen, wie u.a. die Neuanlage von Brunnen in gering belasteten Bereichen, der Austausch verrotteter Zuleitungsrohre und Hauswasserleitungen gegen Kunststoffe und die Beseitigung bautechnischer Mängel an lokalen Belastungsquellen zu einer Verbesserung der Brunnenwasserqualität führen.

Nachsorgende Maßnahmen sind alle Formen der Trinkwasserreinigung, sowohl regionaler als auch lokaler Art. Ein großer Teil der aufgeführten vorsorgenden und sanierenden Maßnahmen bewirken eine mittel- bis langfristige Verbesserung der Brunnenwasserqualität. Für einige Brunnenbetreiber stellen sie überhaupt keine Alternative dar. In solchen Fällen ist der Einbau von dezentralen Wasseraufbereitungsanlagen am Brunnenstandort zu empfehlen. Je nach Belastungssituation können Module zur Nitrateliminierung (Ionenaustauscherharz), zur Regulierung des pH-Wertes (Dosierung von NaOH) und zur Desinfektion (Feinstfilter, Hypochlorid) miteinander kombiniert werden. Die Größe der Anlage und damit ihr Preis ergibt sich aus dem Trinkwasserbedarf der Brunnenwasserkonsumenten.

9.4 GIS- Methoden

Bei allen positiven Bemühungen zur Entwicklung und Umsetzung eines regionalen Grundwasserschutzkonzeptes durch die beteiligten Interessengruppen und Institutionen (vgl. Abschn. 1) im Untersuchungsraum ist ein bis heute fehlendes Informationssystem Saidenbachtalsperre ein großes Manko. In Ermangelung eines solchen Systems treten beispielsweise erhebliche Daten- und Informationsverluste sowie Probleme bei der Datenkompatibilität und bei der Beurteilung des Fehlerpotentials von Fremddaten auf (vgl. Abschn. 2.2). Häufig ist aber auch im Rahmen der verschiedenen Forschungsprojekte die mehrfache und uneinheitliche Erhebung von Geodaten zu verzeichnen. Dies führt zu unnötigen Kosten. Zudem ist eine Mehrfachnutzung durch die Fachbehörden vor Ort kaum möglich.

Somit sollte schnellst möglich mit dem Aufbau eines Informationssystems Saidenbachtalsperre begonnen werden, in welchem sowohl die Speicherung einer einheitlichen Datenbasis zu den Geofaktoren des Untersuchungsraums erfolgt, als auch sämtliche dateibasierte Daten mit Raumbezug aus allen durchgeführten Untersuchungen im Talsperreneinzugsgebiet archiviert werden.

Mit dem UIS Saidenbachtalsperre der Sektion Hydrogeologie werden Möglichkeiten aufgezeigt, wie sich GIS-Datenbestände in einem heterogenen Netz projektorientiert archivieren, verwalten und mit Sachdaten, die in RDBMS gespeichert sind, koppeln lassen (vgl. WIESER &

THÜRKOW, 1999; Abschn. 2.2). Die dabei entwickelten Lösungsansätze sind durchaus auf ein als Plattform für alle Untersuchungen dienendes Informationssystem Saidenbachtalsperre übertragbar und nicht an die verwendete Softwarekonfiguration gebunden.

Durch die Anwendung der im UIS entwickelten GIS-Techniken werden projektorientierte Gefährdungsabschätzungen für den oberen Grundwasserleiter wesentlich vereinfacht. Die im Rahmen dieser Arbeit erstellten GIS-Applikationen „DGMHDG“ und „WRAP“ stellen dabei effiziente Hilfsmittel zur einzugsgebietsbezogenen Analyse der naturräumlichen Verhältnisse und des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts dar. Detaillierte und hoch aufgelöste Geodaten zur Erfassung der zeitlichen und räumlichen Ausprägung der Umweltsituation lassen sich direkt und in kürzester Zeit im UIS berechnen, archivieren, verschneiden, analysieren, bewerten und ausgeben. Durch die dynamische Anbindung von schlagbezogenen Informationen zur Ackerbewirtschaftung, zu Stoffeinträgen, Stoffausträgen, N_{\min} -Restmengen im Boden, Stickstoffflächenbilanzen sowie hydrochemischen Daten zur Brunnenwasserqualität über die RDBMS (vgl. Abschn. 2 ff; Abschn. 5.2.1) sind effektive Konfliktanalysen und Bewertungen zur zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Trinkwasserqualität in den Hausbrunnen möglich. Die Applikationen können bei Vorhandensein der benötigten Software sofort einer Mehrfachnutzung durch im Untersuchungsraum und darüber hinaus ansässige Institutionen unterliegen (u.a. Talsperrenverwaltung Saidenbachtalsperre der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Ökologisches Laboratorium Neunzehnhain der TU Dresden).

10 Zusammenfassung

Auf der Basis eines DBU-geförderten Forschungsprojektes „Entlastung privater Trinkwasserbrunnen. Konzepterstellung und Bewertungsstrategie.“ (BERLEKAMP, FUEST, GLÄBER, MATTHIES, SCHRECK & THÜRKOW, 2000) wurde die räumliche und zeitliche Entwicklung der Belastungssituation in privaten Trinkwasserbrunnen des gering bedeckten Lockergesteinsbereiches des Mittleren Erzgebirges im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre untersucht.

Ziel war eine detaillierte Konflikt- und Ursachenanalyse zu den Gefahrenpotentialen des Schadstoffeintrags in die Trinkwasserbrunnen über einen längeren Zeitraum von fast 5 Jahren und die Ableitung von Entlastungsmaßnahmen im Rahmen eines regionalen Grundwasserschutzkonzeptes auf der Grundlage von

- Felduntersuchungen zur hydrogeologischen Situation in den Brunneneinzugsgebieten
- Bestimmungen und geostatistischen Auswertungen wesentlicher hydrochemischer Parameter zur Kennzeichnung der Brunnenwasserqualität im Sinne der Trinkwasserverordnung und der Herkunft des Brunnenwassers
- Untersuchungen der stabilen Isotope $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ zur Ermittlung der Herkunft des Nitrat-Stickstoffs
- raumbezogenen Analysen zum Naturraum, zur Nutzung und Bewirtschaftung sowie zum Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Brunnenanstrom durch die Anwendung von GIS-Techniken in Verbindung mit datenbankgestützten Speichermodellen im Rahmen eines an der Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle entwickelten prototypischen Umweltinformationssystems Saidenbachtalsperre (WIESER & THÜRKOW, 1999).

Die wesentlichen Untersuchungsergebnisse sind folgend zusammengefasst.

Naturraumausstattung:

Die Einzugsgebiete der Brunnen sind durch eine geringe Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet. Ihre Geschütztheit gegen Schadstoffeinträge ist somit gering. Sie stimmen in erster Näherung mit den oberirdischen Einzugsgebieten überein und weisen durchschnittlich eine Größe von nur 1,2 ha auf. Die mittleren Neigungen betragen $5,4^\circ$. Die mittleren Hanglängenmaxima liegen bei 340 Metern.

Der geologische Untergrund wird überwiegend durch Muskovitgneis, Injektionsgneis, Granulit-Aplitgneis und Granatglimmerfels gebildet. Die Bodentypen sind vor allem Pseudogleye und Gleye. In Senken, Tälern und an Unterhängen treten vermehrt Stauhorizonte mit gesättigten Wasserleitfähigkeiten von $K_f < 5 \text{ cm/d}$ auf.

Niederschlags-Abfluss-Geschehen:

Die mittleren Jahresniederschläge betragen im Untersuchungszeitraum 933 mm. Die durchschnittliche potentielle Evapotranspiration liegt bei 539 mm.

Auf Grundlage der entwickelten GIS-Applikation „WRAP - WATERSHED RISK APPLICATION“ zur Analyse des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts ergeben sich in den Brunneneinzugsgebieten zwischen 1996 und 2000 mittlere Gesamtabflüsse von 450 mm, Infiltrationsraten von 350 mm und Direktabflüsse von 100 mm. 70 % der Grundwasserneubildung entfallen auf die vegetationslose Zeit, 85 bis 90 % auf das Winterhalbjahr.

In den Brunnen dominiert der Zwischenabfluss mit durchschnittlichen Anteilen > 90 %. Die Abflussspenden ergeben mittlere Trockenwetterabflüsse von etwa 1 bis 1,5 l/s*km². Nach Starkniederschlägen können sie > 60 l/s*km² betragen. Bei Feldkapazität im Boden werden die Scheitel der Abflussganglinien des Direktabflusses nach etwa 12 Stunden erreicht. Die Verweilzeiten des Zwischenabflusses sind somit außerordentlich gering und betragen < 1 Jahr bis < 1 Tag.

Im Raum Forchheim treten vom Oberflächenrelief unkorrelierte Grundwasserströmungen über Kluft- und Zerrüttungszonen auf, die sich auf tektonisch gestörte Bereiche begrenzen. Ein nennenswerter Grundwasserabfluss ist hier in Ausnahmefällen möglich und führt zu einem Nivellement von Abflussspende und Hydrochemie. Der in diesen Lagen dominante Basisabfluss weist Verweilzeiten von 8 bis 10 Jahren auf (SCHWARZE et.al., 1996).

Brunnenwasserbeschaffenheit:

Wegen fehlender bzw. kurzer Kontaktzeiten mit dem Festgestein sind die Gehalte gesteinsbürtiger Stoffe gering. Der dominante Zwischenabfluss führt im Sinne der Trinkwasserverordnung (TVO) bei etwa 33 % der untersuchten Hausbrunnen zu überhöhten Nährstoffbelastungen mit Nitrat > 50 mg/l. Für aus technischen Gründen nicht untersuchte hygienische Verunreinigungen sind Wasserqualitätsprobleme in ähnlichen Größenordnungen vorauszusetzen (vgl. TÄUMER, 1995).

Die dem Boden neben Stickstoff mit landwirtschaftlicher Düngung zugeführten Elemente Phosphor, Kalzium und Magnesium beeinträchtigen die Brunnenwasserqualität zu keinem Zeitpunkt. Grenzwertüberschreitungen der TVO durch Kalium (3,3 Prozent) treten nur in Ausnahmefällen auf, wenn Starkniederschläge Grundwasserneubildung zeitnah zu vorangegangener Düngung bewirken.

83 Prozent der Brunnenwässer weisen geogen bedingte leichte Versauerungen von pH < 6,5 auf. Metallbelastungen durch Eisen (8 %), Mangan (5%), Blei (4%) und Aluminium (3 %) sind lokale und zeitliche Einzelfälle und stehen in Zusammenhang mit dem Erreichen des Aluminium (Al-) und Aluminium/Eisen (Al/Fe)-Pufferbereichs nach Versauerungsschüben.

Diese sind auf den Eintrag von Säurebildnern aus der Atmosphäre und aus Düngung zurückzuführen. Zudem sind erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen verstärkt in den Bereichen sauerstoffärmerer Wässer der Störungszonen im Forchheimer Raum zu verzeichnen.

Überhöhte Natrium- (11%) und Chloridgehalte (19%) resultieren aus winterlichem Streusalzeinträgen von nahe gelegenen Straßen.

Hohe Sauerstoffgehalte und geringe Verweilzeiten schließen reduzierende Verhältnisse im Zwischenabfluss einschließlich Denitrifikation aus.

Die Nitratbelastung ist an räumliche Verteilungsmuster in Abhängigkeit von der Nutzung und Bewirtschaftung im Brunnenanstrom gebunden ([Acker - 55,5 mg/l] > [Siedlung - 45 mg/l] > [Dauergrünland - 23 mg/l] > [Nadelwald - 7 mg/l]). Grenzwertüberschreitungen werden vor allem durch intensive landwirtschaftliche Produktion bewirkt. Hier bestehen zeitliche Abhängigkeiten von der Fruchtfolge und zugehörigen Maßnahmen der Bodenbearbeitung, des Zwischenfruchtanbaus sowie der organischen und mineralischen Düngung. Nährstoffentzug, Auswaschung und Reproduktion der organischen Bodensubstanz werden durch diese Faktoren primär gesteuert ([Hackfrüchte - > 70 mg/l] > [Getreide - 50 bis 60 mg/l] > [Ackerfutter - < 25 bis 35 mg/l]). Flächenbewirtschaftungen mit organischer Düngung führen zu mittleren Nitratbelastungen von 59 mg/l, mit ausschließlicher mineralischer Düngung zu 47 mg/l. Stallmistdüngung erweist sich für die Nitratauswaschung als besonders gefährdend. Ursachen sind unzureichende Dosierungs- und Verteilgenauigkeiten bei der Ausbringung mit veralteter Technik, Mineralisationsschübe in Zeiten fehlender oder geringer Pflanzenentzüge und im Verhältnis zum Viehbesatz zu kleine Ausbringungsflächen (MICHALSKI, 2000). Zwischenfruchtanbau führt zu einer Reduzierung der Nitratgehalte im Brunnenwasser um 10 mg/l. Nutzungs- und Bewirtschaftungsszenarien ergeben jedoch selbst bei optimaler Umsetzung eines integrierten Pflanzenbaus keine beständige Verbesserung der Grundwasserqualität hin zur Trinkwasserqualität (TVO, EG-Richtlinie 98/83/EG).

Untersuchungen zu den stabilen Isotopen $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte erweisen überwiegend die Herkunft des Nitrats aus bodengebundenem und teilweise in geringem Maße aus organischem Stickstoff. Bei Vorhandensein lokaler Belastungsquellen (u.a. undichte Abwasser- und Güllebecken) im Brunnenanstrom sind direkte organische Stickstoffeinträge zu verzeichnen. Direkte Einträge organischer und mineralischer Dünger sind hingegen nicht eindeutig nachzuweisen. Ausnahmen sind jedoch in Zeiträumen von Grundwasserneubildung zeitnah zur Düngung vorzusetzen.

Auf Grund der hydrogeologischen Situation ist der Zeitpunkt einzelner Niederschlags- und Infiltrationsereignisse für den Nitratintrag in die Brunnen entscheidend, nicht der gesamte Auswaschungszeitraum. Qualitative Veränderungen des Brunnenwassers erfolgen vor allem mit witterungsbedingten Schüttungsänderungen des Zwischenabflusses in den Quellschichten.

GIS- Methoden:

Das konzipierte Umweltinformationssystem (UIS) Saidenbachtalsperre zeigt Möglichkeiten auf, wie sich GIS-Datenbestände effizient und projektorientiert archivieren, verwalten und mit Sachdaten, die in Relationalen-Datenbank-Management-Systemen (RDBMS) gespeichert sind, koppeln lassen (vgl. WIESER & THÜRKOW, 1999). Die entwickelten Lösungsansätze können ohne weiteres einer Mehrfachnutzung unterliegen und sind nicht an die verwendete Softwarekonfiguration gebunden.

Die erstellte GIS-Applikation „WRAP“ zur Analyse des Landschaftswasser- und Stoffhaushalts ermöglicht eine effektive einzugsgebietsbezogene Beurteilung der Schützbarkeit und Schutzwürdigkeit sowie Bewertung der Belastungssituation des oberflächennahen Grundwassers. Durch die dynamische Anbindung von Informationen zur Ackerbewirtschaftung, zu Stoffeinträgen, Stoffausträgen, N_{\min} -Restmengen im Boden, Stickstoffflächenbilanzen sowie hydrochemischen Daten zur Brunnenwasserqualität über die RDBMS stehen auf kürzestem Wege eine Reihe von Bewertungswerkzeugen zur Verfügung, die eine lokale wie auch regionale Beurteilung der Konfliktpotentiale des Schadstoffeintrags in das oberflächennahe Grundwasser ermöglichen.

Entlastungsmaßnahmen:

Wesentlichste vorsorgende Maßnahmen zur Verbesserung des regionalen Grund- und Oberflächenwasserschutzes sind eine wasserschutzkonforme Landnutzung und Flächenbewirtschaftung nach neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen (REICHEL, 1998; MICHALSKI, 2000) und der unverzügliche Ausbau der zentralen Abwasserentsorgung.

Für die Betreiber belasteter Brunnen ist zuerst der Anschluss an die zentrale Wasserversorgung zu empfehlen. Wegen der hohen Kosten können aber auch sanierende und nachsorgende Maßnahmen an den Brunnen getroffen werden. Beispiele sind Brunnenselektionen (Ausweichen auf weniger belastete Brunnen), Brunnenvertiefung (Fördern von geschützterem Kluftgrundwasser) und der Einbau von dezentralen Wasseraufbereitungsanlagen (Nitrateliminierung, Regulierung des pH-Wertes, Desinfektion etc.).

Ausblick:

Eine Verbesserung der Brunnenwasserqualität in Flachbrunnen mit landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten ist nur über eine effektive Umsetzung wasserschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Praxis möglich. Dies bedarf einer intensiven fachlichen Begleitung und Unterstützung der landwirtschaftlichen Betriebe durch die zuständigen Behörden und Institutionen, insbesondere durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dazu gehören u.a. Ursachenanalysen zu Prozessen des Wasser- und Stoffhaushalts, die Einführung neuer Produktionsverfahren sowie die Mitfinanzierung neuer Geräte und Investitionen. Derzeit bei der Beratung und Betreuung der Agrarbetriebe bestehende Defizite müssen durch die stärkere Einbeziehung wissenschaftlicher Arbeiten unterschiedlicher Fachbereiche kontinuierlich reduziert werden. Hier ist vor allem eine Verbesserung der Düngeberatung zu nennen, die auf der Grundlage von Simulationsrechnungen mit Expertensystemen (Stickstoffdynamikmodelle) erfolgen sollte. Gleichwohl ist möglichst eine Abkehr von der schlagbezogenen hin zur teilflächenspezifischen Bewirtschaftung (PRECISION FARMING) anzustreben. Das konzipierte UIS kann jeweils als effizientes Instrument für das Prä- und Postprozessing der Archivierung, Bearbeitung, Auswertung und Präsentation gewonnener raumbezogener Daten dienen. Kleinste homogene Einheiten der Faktoren des Landschaftshaushalts sollten mit zu entwickelnden GIS-Methoden erfasst werden, um die Heterogenität bewirtschaftungsspezifischer, pedologischer und morphologischer Kennwerte von Ackerflächen in Clustern abzubilden. Zur Definition solcher Einheiten müssen die spezifischen Standortfaktoren eines Einzugsgebietes Bewertungsalgorithmen unterliegen, die im Rahmen eines weiteren interdisziplinären Forschungsprojektes erarbeitet werden könnten. Der Einsatz deterministischer Modelle mit hohem Eingangsparameterbedarf zur Simulation der Dynamik des Stoffhaushalts wäre dann gezielt und somit zeitsparend und kostengünstig möglich.

Folglich können angepasste Bewirtschaftungsstrategien auf der Basis neuartiger wissenschaftlicher Untersuchungsmethoden zu einer entscheidenden Schadstoffentlastung (insbesondere Nitrat) des oberflächennahen Grundwassers führen.

11 Literatur

- ADAM, C., GLÄBER, W. & B. HÖLTING (2000): Hydrogeologisches Wörterbuch. - Enke im Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York
- AG BODEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Auflage, Hannover
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage, Hannover
- ALBRECHT & GROSSMANN (1995): Umsetzung eines Modells zur flächendifferenzierten Bestimmung der Grundwasserneubildung mit einem Geoinformationssystem. - In: Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke, Heft 1/95, S. 3-15
- AMBERGER, A. & H.-L. SCHMIDT (1987): Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikatoren für dessen Herkunft. - *Geochimica et Cosmochimica Acta* 51, S. 2699-2705
- ARC/INFO 7.2 (1998): GIS-Software. - ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- ARC/INFO 8.02 (2000): GIS-Software. - ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- ARCVIEW 3.1 (1998): GIS- Software. - ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- AURAND, K., HÄSSELBARTH, U., LANGE-ASCHENFELDT, H. & W. STEUER (1991): Die Trinkwasserverordnung. – Leitfaden für Juristen, Naturwissenschaftler und Ingenieure, Bonn
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 93, S. 1-186
- BALDIOLI, M., ENGEL, TH., HABERBOSCH, CH., PRIESACK, E., SCHAAF, TH., SPERR, CH. & E. WANG (1997): EXPERTN (Version 2.0). – In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE KOBLENZ-BERLIN [Hrsg.]: Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen. Studie für den Forschungsverbund Elbeökologie, Berlin, S. 39–46
- BEBLIK, A.J., KERSEBAUM, K.C. & J. RICHTER (1997): MINERVA. - In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE KOBLENZ – BERLIN [Hrsg.]: Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen. Studie für den Forschungsverbund Elbeökologie, Berlin, S. 63-75
- BECKER, K.W. (1999): Nährstoffumsatz und –transport in der Dränzone landwirtschaftlich genutzter Böden: Beispiele Stickstoff, Schwefel, Kalium. - In: WALTHER, W. [HRSG.]: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraums und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Vorträge des Werkstattgespräches am 25/26. März 1999 in Dresden, Technische Universität Dresden, S. 21-30
- BECKER, R. (1996): Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. - *Boden und Landschaft – Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Band 22, Justus-Liebig-Universität Gießen
- BERDING, V. (1997): Private Hausbrunnen – Vergleichende Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Trinkwasserqualität. - *Beiträge des Institutes für Umweltsystemforschung*, Beitrag Nr. 6, Universität Osnabrück

- BERLEKAMP, J., FUEST, S., GLÄBER, W., MATTHIES, M., SCHRECK, P. & D. THÜRKOW (2000): Trinkwasser in privaten Hausbrunnen. Situation und Qualitätssicherung. - In: J. P. LAY [Hrsg.]: Initiativen zum Umweltschutz 19. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück
- BILL, R. & D. FRITSCH (1996): Grundlagen der Geoinformationssysteme. - Band 1 und 2, Wichmann-Verlag, Heidelberg
- BITÖK (1995): BITÖK-Forschungsbericht 1995. - Selbstverlag des BITÖK, Bayreuth
- BORK, H.R. & H. ROHDENBURG (1985): Ein Digitales Reliefmodell als Voraussetzung für ein deterministisches Modell der Wasser- und Stoffflüsse in Agrarökosystemen. - Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, Heft 10, S. 83-95
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., VOERKELIUS, S. & H.-L. SCHMIDT (1990): Using isotope fractionation of nitrate-Nitrogen and nitrate-Oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. - Journal of Hydrology 114, S. 413-424
- BOZAU, E. (1995): Zum atmosphärischen Stoffeintrag in das Erzgebirge. - Dissertation, Institut für Sedimentforschung der Universität Heidelberg
- BRAUSE, H. (1990): Beiträge zur Geodynamik des Saxothuringikums. - Sächsisches Landesamt für Boden und Geologie [Hrsg.], Freiberg
- BUFE, J., KURZER, H.J. & L. SUNTHEIM (1996): Nitratbericht (Sachsen) 1994/95, unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990. - Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 1. Jahrgang, 1. Heft, Leipzig
- BURROUGH, P. A. (1986): Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. - Monographs on Soil and Resources Survey, Heft 12, Oxford
- BURTSCHER, J. & W. SPRENGER (1935): Über eine Kropfendemie in Tirol. - Wiener Klin. Wschr. 48, S. 1232-1237
- CLAY, D. E., CLAY, S.A., BRIX-DAVIS, K. & K.A. SHOLES (1994): Nitrate movement after anhydrous ammonia application in a ridge tillage system. - Journal of Environmental Quality 23, S. 9-13
- CLAY, D. E., CLAPP, C.E. & J.A.E. MOLINA (1993): Mineralization of nitrogen in fertilized-acidified lime-amended soils. - Biology and Fertility of Soil 15, S. 249-252
- DELPHI 4 (1998): Borland-Pascal-Compiler, Visuelles Windows-Entwicklungstool. - Inprise Corporation, Scotts Valley, California
- DIN 19685 (1979): Klimatologische Standortuntersuchung im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Ermittlung der meteorologischen Größen. - Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DIN 4049-1 (1992): Hydrologie, Grundbegriffe. - Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DIN 4049-2 (1990): Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. - Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur Quantitativen Hydrologie. - Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DOMMERMUTH, H. & W. TRAMPF (1991): Die Verdunstung in der Bundesrepublik 1951 - 1980. - Deutscher Wetterdienst, Eigenverlag, Offenbach
- DURKA, W., SCHULZE, D., GEBAUER, G. & W. VOERKELIUS (1994): Effects of Forest Decline on Uptake and Leaching of Deposited Nitrate Determined from ¹⁵N and ¹⁸O Measurements. - Nature 372, S. 765-767

- DVGW (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser. – Technische Regel, Arbeitsblatt W 101, Bonn
- DVWK (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. DVWK-Schriften 91, Bonn
- DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. - DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 128, Bonn
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. - DVWK-Merkblätter 238, Bonn
- EBENER, H. (1992): Digital Terrain Models and their Applications. – In: GIS, Heft 3, S. 27-30
- ERDAS IMAGINE 8.3 (1998): GIS-Software zur digitalen Photogrammetrie. - Erdas Inc., Atlanta
- ESRI (1998): Understanding GIS. - ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- EURES/LBB (1994): Agrarstrukturelle Vorplanung Saldenbachtalsperre. – Freiburg, Dresden
- FAUST, H. (1993): Advances in nitrogen-15 use for environmental studies in the soilplant system. Review. – Isotopes Environmental and Health Studies 29, S. 289-326
- FILIP, Z. DIZER, H., KADDU-MULINDWA, D., KIPER, M., LOPEZ-PILA, J.M., MILDE, G., NASSER, A. & K. SEIDEL (1986): Untersuchungen über das Verhalten pathogener und anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser im Hinblick auf die Bemessung von Wasserschutzzonen. - Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes [Hrsg.], Heft 3/1996, Berlin, Langen
- FINCK, A. (1990): Umweltbelastung durch Düngung: Kritische Interpretation regionaler Daten. - Proceedings zum 102. VDLUFA-Kongress Berlin (17.-22. Sept.), VDLUFA-Schriftenreihe 30/1990, S. 35
- FRANKO, OELSCHLÄGEL & SCHENK (1997): CANDY. - In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE KOBLENZ – BERLIN [Hrsg.]: Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen, Studie für den Forschungsverbund Elbeökologie. Berlin, S. 19–26
- FRICKE, S. & J. SCHÖN (1999): Praktische Bohrlochphysik. - Enke im Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- FRIEDRICH, K. (1996): Digitale Reliefgliederungsverfahren zur Ableitung bodenkundlich relevanter Flächeneinheiten. - In: Frankfurter geowissenschaftliche Arbeiten, Serie D – Physische Geographie, Band 21, Frankfurt/M.
- FRICTSCH, D. (1991): Fundamentale Betrachtungen zu Digitalen Geländemodellen. - In: Materialien zum Workshop 2 KAGIS, Digitale Geländemodelle und Geographische Informationssysteme, Karlsruhe
- FRÜCHTENICHT, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden. In: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DEN GEOLOGISCHEN LANDESÄMTERN IN DER BRD [Hrsg.]: Arbeitshefte Boden 1/1998, S. 35-45
- FURTAK, H. & H.R. LANGGUTH (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. – Mem. IAH Congress, 1965 VII, Hannover, S. 86–96

- GABRIEL, B. & G. ZIEGLER (1999): Kenntnisse zum Nährstoff-Umsatz im Festgestein-Grundwasserleiter unter landwirtschaftlich genutzten Flächen Thüringens. - In: WALTHER, W. [HRSG.]: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraums und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Vorträge des Werkstattgespräches am 25/26. März 1999 in Dresden, Technische Universität Dresden, S. 97-108
- GLÄBER, W. (1998 mdl. Mitt.), Sektionsleiter der Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH. - Konsultationen zur hydrogeologischen Situation im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre (Erzgebirge), Januar/Februar 1998
- GRIFFIN, M. L., BEASLEAY, D. B., FLETCHER, J. J. & G. R. FOSTER (1988): Estimating soil loss on topographically nonuniform field and farm units. - Journal of Soil and Water Conservation 43, S. 326-331
- GROBMANN, J. & F. LANGE (1997): Sensitivitätsanalyse eines Einschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells zur Berechnung der Grundwasserneubildung. Unveröffentlichtes Manuskript, Hamburger Wasserwerke GMBH
- GROBMANN, J. (1996): Eingangsdaten und Parameter zur Berechnung der Grundwasserneubildung mit einem Einschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. - In: DGM 40, S. 204-211
- GRÜNEWALD, U. (1991): Problem und prozessbezogene Erweiterung der Datenbasis und Informationserschließung zur Sicherung der Mehrfachnutzung von Gewässereinzugsgebieten. Teilleistung 5 innerhalb der G4-Stufe. - Unveröffentlichtes Manuskript, Technische Universität Dresden
- GRÜNEWALD, U. (1994): Ansätze zur Langzeitbilanzierung des Wasser- und Stoffhaushaltes. - In: DVWK [Hrsg.]: Niederschlag-Abflussmodelle für kleinere Einzugsgebiete und ihre Anwendung, 18. Fortbildungslehrgang Hydrologie vom 19.-23.09.1994, Karlsruhe
- GRÜNEWALD, U., BLATTNER, M. & C. P. REICHEL (1996): Hydrologische Grundlagen zur Stabilitätssicherung regionaler Wasserressourcensysteme unter sich verändernden Nutzungs- und Umweltbedingungen. Teilprojekt 16 innerhalb des Verbundprojektes „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stoffeintrag aus kleinen Einzugsgebieten.“ - Abschlussbericht, Brandenburgische Technische Universität Cottbus
- GRÜNEWALD, U., HORN, H., HORN, W. & G. WERNECKE (1984): Ökosystemstruktur zweier Talsperren in Abhängigkeit vom Stoff- und Wasserhaushalt der Einzugsgebiete. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 33, S. 189-194
- HEGER, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 26, S. 21–40
- HELBIG (1999 mdl. Mitt.), Leiter der Agrargenossenschaft Forchheim. - Konsultationen zu den Böden und zur Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen der Agrargenossenschaft Forchheim, mehrere Termine zwischen Januar 1998 und Dezember 1999
- HENNINGSEN, D. & G. KATZUNG (1992): Einführung in die Geologie Deutschlands. - Enke-Verlag, Stuttgart
- HERRMANN, B. & D. THÜRKOW (2000): AMETADAT. Datenbankapplikation zur Speicherung von Daten der Sächsischen Schlagkarte auf der Basis des RDBMS Microsoft ACCESS. - Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH, Halle

- HICKEY, R., SMITH, A. & P. JANKOWSKI (1994): Slope Length Calculations from a DEM within ARC/INFO GRID. - In: Comput., Environ. and Urban Systems, Vol. 18, No. 5, S. 365-380
- HÖLTING, B. (1992): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. - 4. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart
- HÖRING, H. & F. SCHILLER (1987): Schriftenreihe Gesundh. Umwelt Bad Elster 3, 1, S. 38-46
- HORN, W. & R. BRETTFELD (1987): Biologische und chemische Untersuchungen an Bergbächen unterschiedlichen Versauerungsgrades. - In: Acta hydrochimica Hydrobiol. 17, S. 417-435
- HORN, W., HORN, H. & L. PAUL (1994): Long-term trends in the nutrient input and in-lake concentrations of a drinking-water reservoir in a dense populated catchment area (Erzgebirge, Germany). - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 79, 2, S. 213-227
- HUBBARD, R.K. & J.M. SHERIDAN (1989): Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain. - Journal Soil and Water Conservation 44, S. 20-27
- HYGEO (1997): RDBMS-basiertes Informationssystem der Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH. - Noell Umweltdienste, BISANTECH GmbH, Leipzig
- JORDAN, H. & H.-J. WEDER [Hrsg.] (1995): Hydrogeologie. Grundlagen und Methoden. Regionale Hydrogeologie Sachsens. - Enke-Verlag, Stuttgart, S. 478-504
- JÜPNER, B. (1991): Das Digitale Höhenmodell in Rasterform als Grundlage für die Ableitung großmaßstäbiger Beschaffungsmodelle. - In: Angewandte Geographische Informationstechnologie III. Beiträge zum GIS-Symposium 3.-5.07.1991, Salzburger Geographische Materialien 16
- KAMMERER, P. (1987): Computergestützte Relieffanalyse unter Verwendung digitaler Geländemodelle. - Münchener Geographische Abhandlungen 36
- KEMMNITZ, H. (1988): Beitrag zur Lithologie, Deformation und Metamorphose der Saydaer Struktur (Osterzgebirge). - Veröffentlichungen des Zentralinstituts für Physik der Erde, Nr. 94, Potsdam
- KNÖDEL, K., KRUMMEL, H. & G. LANGE (1997): Geophysik Band 3: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- KNÖLLER, K. (2000): Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. - Dissertation, Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig, UFZ-Bericht Nr. 33/2000
- KÖHTE, R. & F. LEHMEIER (1991): Digitale Relieffanalyse - Ein Projekt zur geomorphologischen Auswertung Digitaler Geländemodelle (DGM). - Freiburger Geographische Hefte 34, Freiburg i. Br., S. 99-109
- KÖRSCHENS, M. (1993): N-fertilization under consideration of ecological aspects. Contaminated Soil '93, S. 1503-1510
- KRIETER, M. (1991): Wasserkreislauf und saure Niederschläge. - Geographische Rundschau 6, S. 326-333

- KUGLER, H. & H. NEUMEISTER (1971): Zur Charakteristik und Reliefentwicklung einiger Mittelgebirge in der DDR. - Petermanns Geographische Mitteilungen 3, S. 162–172
- KUGLER, H. (1964): Die geomorphologische Reliefanalyse als Grundlage großmaßstäbiger geomorphologischer Kartierung. - In: Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Institutes für Länderkunde (Sonderdruck) [Hrsg.], Neue Folge 21/22, S. 541-613
- KUGLER, H. (1974): Das Georelief und seine kartographische Modellierung. - Dissertation B, Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Halle
- KUGLER, H., SCHWAB, M. & K. BILLWITZ (1988): Allgemeine Geologie, Geomorphologie und Bodengeographie. - Studienbücherei Geographie, 3. Auflage, Band 4, Gotha
- KUHN, K. (1996): Beurteilung des Zustandes des Grundwassers aus Sicht des Landes Sachsen. - In: WALTHER, W. [Hrsg.]: Grundwasserschutz, Konzepte '96 – Vorträge des Grundwasser-Kolloquiums am 14./15.02.1996 in Dresden, Technische Universität Dresden, S. 53-72
- LEHNHARDT, F. & H. M. BRECHTEL (1980): Durchwurzelungs- und Schöpftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen – Teil I: Erfahrungen aus Geländearbeiten und Ergebnisse veröffentlichter Untersuchungen. - Allg. Forst- und Jagd- Z. 6/7, S. 120-127
- LESER, H. (1997): Landschaftsökologie. - 4. Auflage, Ulmer-Verlag, Stuttgart
- LIEBIG, W. (1999): Desktop-GIS mit ArcView-GIS.- Wichmann-Verlag, Heidelberg
- LIPPOLD, R. (1995): Aufbau von qualitativ hochwertigen Digitalen Höhenmodellen sowie die Generierung und Nutzung von 3D-Schichtmodellen mit dem GIS ARC/INFO. - Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Geographie der Universität Halle
- LORENZ, F. (1998): Veränderung der Nährstoffflüsse durch organische Düngung. - In: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DEN GEOLOGISCHEN LANDESÄMTERN IN DER BRD [Hrsg.]: Arbeitshefte Boden 1/1998, S. 25-34
- LORZ, C. (1999): Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge. - Dissertation, Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig, UFZ-Bericht 14/1999
- LOWRANCE, R. (1992): Nitrogen from a Field-Size Agricultural Watershed. - Journal of Environmental Quality 21, S. 602-607
- MAIER, D. & A. GROHMANN (1977): Bestimmung der Ionenstärke aus der elektrischen Leitfähigkeit. – Zeitschrift für Wasser- und Abwasser - Forschung 10, S. 9-12
- MANIAK, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure.- Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- MAPOBJECTS 1.2 (1998): GIS-Softwarekomponenten, ActiveX control (OCX). - ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, UFZ-Bericht Nr. 22/1996
- MEISSNER, R. & L. STEGENA (1977): Praxis der seismischen Feldmessung und Auswertung. - Akademiai Kiado, Budapest

- MEUSER, A. (1989): Einfluss von Brachlandvegetation auf das Abflussverhalten in Mittelgebirgslagen. - Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen
- MICHALSKI, V., HENK, U. & W. HUSCHKE (2001): Alttechnik muss raus. - Bauernzeitung, Nr. 19/2001, S. 44-46
- MICHALSKI, V. (2000): Entwicklung und Erprobung von wasserschutzkonformen Bewirtschaftungsstrategien für die Sächsische Landwirtschaft. – Abschlussbericht, Fachbereich 4 der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig
- MICHALSKI, V. (2001 mdl. Mitt.), Mitarbeiter der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Erarbeitung wissenschaftlich - technischer Grundlagen für eine wasserschutzkonforme Bewirtschaftung. - Mitteilungen zu Abflussspenden von Dränfassungen im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre aus Langzeituntersuchungen, Pfaffroda am 3.02.01
- MICROSOFT ACCESS97 (1997): RDBMS-Software. - Microsoft Corporation, Redmond, California
- MIESSENBURG, H., RADEMACHER, P. & K.J. MEIWES (1998): Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. - In: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DEN GEOLOGISCHEN LANDESÄMTERN IN DER BRD [Hrsg.]: Arbeitshefte Boden 1/1998, S. 67-81
- MOORE, I. D. & J. P. WILSON (1992): Length-Slope factors for the revised universal soil loss equation: Simplified method of estimation. - Journal of Soil and Water Conservation 47, S. 423–428
- MÜLLER, S., HANSCHMANN, A., HEINRICH, L. & B. BRIX (1991): Sickerwasser und Nitrataustrag – Lysimeteruntersuchungen für Sand-, Lehm- und Lößboden unter einheitlichen Witterungsbedingungen. – Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 5, S. 375-382
- ORACLE 8.0.4 (1998): RDBMS- Software. - Oracle Corporation, Redwood Shores, California
- PENNING, F. W. T., JANSEN, D. M., TEN BERGE, H.F.M. & A. BAKAMA (1989): Simulation of ecophysiological processes of growth in several annual crops. - Pudoc, Wageningen
- RABEN, G. & H. ANDREAE (1998): Chemischer Bodenzustand und Belastungen durch Stoffeinträge in sächsischen Waldökosystemen. – Workshop „Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck“, Materialien zur Luftreinhaltung, S. 33-42
- RABEN, G. (1998): Chemischer Bodenzustand und Belastungen durch Stoffeinträge in sächsischen Waldökosystemen. Exkursion und Vortrag zum Stipendiatenseminar der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, 10.-14. August 1998, Ostritz – Sankt Mariental
- REFSGARD (1981): The surfacewater component of an integrated hydrological model. - Danish Committee for Hydrology, Report SUSA, Heft 12, Kopenhagen
- REICHEL, P. (1998): Erarbeitung wissenschaftlich - technischer Grundlagen für die Sicherung der Rohwasserbeschaffenheit sächsischer Trinkwassertalsperren durch eine Landbewirtschaftung auf der Basis einer ursachen- und umsetzungsorientierten Gewässerschutzkonzeption. Abschlussbericht, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

- REINHARDT, W. (1991): Interaktiver Aufbau hochqualitativer digitaler Geländemodelle an photogrammetrischen Stereosystemen. - Deutsche Geodätische Kommission, Reihe C, Heft 381, München
- REINISCH, R. (1931): Geologische Spezialkarte Sachsen. Blätter Lengefeld (Nr. 116), Sayda (Nr. 117) im Maßstab 1:25.000 und zugehörige Erläuterungen. - Landesvermessungsamt Sachsen [Hrsg.], Dresden
- RENGER, M., GIESEL, W. & O. STREBEL (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. Teil 2: Einfluss des Grundwassers auf die Wasserversorgung der Pflanzen. - Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 15, S. 353-366
- RICHTER, D. (1984): Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik: Ein Handbuch für die Praxis. – Band 6: Verdunstung, Meteorologischer Dienst der DDR, Potsdam
- ROHMANN, U. & H. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser – Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. - DVWG-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe [Hrsg.], Karlsruhe
- ROSSUM, J.R. (1975): Checking the accuracy of water analysis through the use of conductivity. – Journal Americ. Works Assoc. 67, S. 204-205
- RUSSOW, R., SCHMIDT, G. & H. FAUST (1995): Elemental Analyser-Quadropole MS coupling – a low cost equipment for the simultaneous determination of Carbon/¹³C and Nitrogen/¹⁵N in isotopically enriched soil and plant samples. - Isotopes Environmental and Health Studies 31, S. 211-218
- SächsSchAVO (1994): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 30. Juni 1994. - In: Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt, Nr. 39 vom 14. Juni 1994, S. 1178-1199
- SächsWG (1993): Sächsisches Wassergesetz vom 23. Februar 1993. - In: Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt, Nr. 13 vom 12. März 1993, S. 201-228
- SAUERBREY, G., ANDRÉE, B., KUNZE, M. & W. MEY (1989): Untersuchungen über die endemische Struma und ihre Beziehung zu verschiedenen Trinkwasserfaktoren in 4 Gemeinden des Bezirkes Suhl. - Z. gesamte inn. Med., Jahrgang 44, Heft 9/1989, S. 267-270
- SAUERMAN, J. (1995): Beiträge zur Landschaftsplanung auf der Basis von Leitbildern am Beispiel zweier Gemarkungen an der Trinkwassertalsperre Saidenbach, Erzgebirge.- Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Geographie der Universität Halle
- SAUERMAN, J. (1996): Beiträge zur Landschaftsplanung auf der Basis von Leitbildern am Beispiel zweier Gemarkungen an der Trinkwassertalsperre Saidenbach, Erzgebirge. - Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften, Reihe A, Band 18, S. 105-118
- SCHEFFER, B. (1998): Nitrat austrag ins Grundwasser bei unterschiedlicher Nutzung. - In: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DEN GEOLOGISCHEN LANDESÄMTERN IN DER BRD [Hrsg.]: Arbeitshefte Boden 1/1998, S. 46-54
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHNABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. - 14. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart

- SCHRÖDER, M. & B.P. HAMELS (1987): Vergleich zweier Methoden zur Simulation der Prozesse des Bodenwasserhaushalts, vornehmlich der Grundwasserneubildung. - DGM 31, Heft 2/3, S. 73-76
- SCHWARZE, R. (1994): Regionalisierung von Abflusskomponenten, Verweilzeiten und Umsatzräumen für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete. – Unveröffentlichter Zwischenbericht zu Schw 482 im DFG-Schwerpunktprogramm „Regionalisierung in der Hydrologie“, Institut für Hydrologie und Meteorologie der Technischen Universität Dresden
- SCHWARZE, R., DRÖGE, W. & K. OPPERDEN (1995): On the residence time of runoff from small catchment areas in the Erzgebirgsregion. – Isotopes Environmental and Health Studies 31, S. 15–28
- SCHWARZE, R., DRÖGE, W. & K. OPPERDEN (1996): Regionalisierung von Abflusskomponenten, Verweilzeiten und Umsatzräumen für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete. – Unveröffentlichter Abschlussbericht zu Schw 482 im DFG-Schwerpunktprogramm „Regionalisierung in der Hydrologie“, Institut für Hydrologie und Meteorologie der Technischen Universität Dresden
- SEFFNER, W. (1995): Natürliche Wasserinhaltsstoffe und endemische Stoma – eine Übersicht. - Zbl. Hyg. 196, S. 381–398
- SLFUG (1997a): Trinkwasserschutz in Quellgebieten. - Materialien zur Hydrogeologie 1997, Freiberg
- SLFUG (1997b): Jahresbericht zur Immissionssituation 1996. - Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul
- SLFUG (1997c): Halbjahresbericht zur SO₂-Belastung in Sachsen, Winter 1996/97. - Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul
- SMUL (1992): Vorläufige Verwaltungsvorschrift zur Festsetzung von Wasserschutzgebieten. - Unveröffentlichtes Manuskript, Dresden
- SMUL (1996): Erlass zur Überprüfung und Festsetzung von Wasserschutzgebieten für die öffentliche Wasserversorgung im Freistaat Sachsen. – Unveröffentlichtes Manuskript, Dresden
- SOKOLLEK, V. & W. SÜSSMANN (1981): Einfluss von Bodennutzung und Standorteigenschaften auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag, und Nährstoffaustrag bei simulierten Starkregen. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 30, S. 361-378
- SOKOLLEK, V. (1983): Der Einfluss der Bodennutzung auf den Wasserhaushalt kleiner Einzugsgebiete in unteren Mittelgebirgslagen. – Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen
- SPONAGEL, H. (1980): Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. – Geologisches Jahrbuch F9, S. 3–87, Hannover
- STANGER, W. (1982): Ein digitales Geländemodell und einige Anwendungsmöglichkeiten im Bereich der Flurbereinigung. - Deutsche Geodätische Kommission, Reihe C, Heft 273, München
- STEPHANI, M. (1975): Arbeitskreis „Numerische Photogrammetrie“. - BuL 43, S. 116–117
- STRAUCH G., KOWSKI, P., SCHRECK, P. & D. THÜRKOW (1999): Nitrat in Trinkwasserbrunnen - eine Isotopenstudie. – Jahrestagung der AG „Stabile Isotope“, 10/1999, Göttingen

- STRAUCH, G. (mdl. Mitt. 2001), Projektmanager der Arbeitsgruppe Isotopenhydrologie der Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH. - Konsultationen zu Ergebnissen aus Isotopenstudien an N-15 and O-18 zur Herkunft des Nitrats im Brunnenwasser. Halle im Januar 2001
- STRAUCH, G., HENDRY, M.J., KIRKLAND, R., WASSENAAR, L. & J. R. LAWRENCE (1997): An Isotopic Study of the Microbial Activity in a Vadose Zone from a Field and a Mesocosm Laboratory Site – Case Study. - Proceedings of the International Symposium on Isotope Techniques in the Study of Past and Current Environmental Changes in the Hydrosphere and Atmosphere Water Resources Management, Vienna, S. 867-872
- STRAUCH, G., RUSSOW, R. & S. KNAPPE (1999): Studien mit stabilen Isotopen in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasserbereich. - In: WALTHER, W. [HRSG.]: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraums und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Vorträge des Werkstattgespräches am 25/26. März 1999 in Dresden, Technische Universität Dresden, S. 141–154
- STUFA CHEMNITZ (1993): Ökologische Beurteilung von Fließgewässern im Regierungsbezirk Chemnitz.- Unveröffentlichtes Manuskript, Chemnitz
- TÄUMER, L. (1995): Gutachten zur außerplanmäßigen Untersuchung von Einzelbrunnen / Zustandserfassung und hygienische Relevanz bei sog. Brunnendörfern. - Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen [Hrsg.], Zwickau
- TGL 43 850/01 (1989): Trinkwasserschutzgebiete, Terminologie, allgemeine Festlegungen. - Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Berlin
- TGL 43 850/02 (1989): Trinkwasserschutzgebiete, Festlegungen für Grundwasser in Lockergesteinsgrundwasserleitern. - Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Berlin
- THORNTHWAITE, C. W. & J. R. MATHER (1955): The water balance. – In: DREXEL INST. LABORATORY OF CLIMATOLOGY [Hrsg.]: Climatology VIII, Nr.1, Centerton
- THÜRKOW, D. (1994): Methodik zur Erstellung von DHM und DGM sowie zur Verschneidung altlastrelevanter und geowissenschaftlicher Daten mit dem GIS ARC/INFO. - Unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Geographie der Universität Halle
- THÜRKOW, D. (2000a): DGMHDG. - Software in Form einer ArcView-Avenue-Extension zur projektbezogenen digitalen Reliefanalyse, Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH, Halle
- THÜRKOW, D. (2000b): WRAP-WATERSHED-RISK-APPLICATION. - Software in Form einer ArcView-Avenue-Applikation zur einzugsgebietsbezogenen Abbildung des Wasser- und Stoffhaushalts unter Anbindung an die Relationalen-Datenbank-Management-Systeme (RDBMS) Oracle8 und Microsoft Access 97/2000, Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH, Halle
- TRETTIN, R., DEHNERT, J., FREYER, K., NESTLER, W., STRAUCH, G. TREUTLER, H.-C. & T. GRISCHEK (1996): Isotope studies to reveal groundwater origin and flow processes within the drinking water supply area Elbe/Torgau. - Isotopes in Water Resource Management, IAEA-Proceeding Series Vienna 1, S. 457-459
- UHLIG, S. (1959): Wasserhaushaltsbetrachtungen nach Thornthwaite. – Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 109, S. 384-407

- USDA (1986): Urban Hydrology for Small Watersheds. - Technical Release 55, Washington DC
- WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1990): Geologische Streifzüge. Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. - Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- WAIBEL, R. (1990): Verarbeitung und Anwendung digitaler Geländemodelle im Bereich der Geographie. - Geographica Helvetica 4, S. 145-153
- WASSENAAR, L. (1995): Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifere using isotopes of N-15 and O-18 in NO₃. - Applied Geochem. 10, S. 391-405
- WERNECKE, G. (1993): Beitrag zur Beschreibung von Wasser- und Stoffhaushaltsprozessen in Einzugsgebieten am Beispiel der Trinkwassertalsperren Saidenbach und Neunzehnhain II und den Pflanzennährstoffen Phosphor und Stickstoff. - Dissertation, Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen der Technischen Universität Dresden
- WERNER, M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. – Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin
- WERNER, M. V., MICHAEL, A. & J. SCHMIDT (1993): EROSION-3D. - A soil erosion model for small watersheds. - In: LARIONOV, G.A. & M.A. NEARINGS [Hrsg.]: International workshop on soil erosion, Purdue University Moscow, S. 67-77
- WESSOLEK, G., KÖNIG, R. & M. RENGER (1992): Entwicklung und Anwendung von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen für Hangstandorte. - In: INSTITUT FÜR ÖKOLOGIE DER TECHNISCHEN UNIVERSITÄT BERLIN [Hrsg.]: Bodenökologie und Bodengenese, Heft 8, Berlin
- WHG (1994): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts in der Form der Bekanntmachung vom 23. September 1986 (BGBl. I S. 1529, ber. 1654) geändert durch Art. 8 des Gesetzes vom 27. Juni 1994 (BGBl. S. 1440)
- WIESER, T. & D. THÜRKOW (1999): Projektorientiertes Datenbankmanagement unter Verwendung einer relationalen Datenbank. - In: STROBL, J. & TH. BLASCHKE [Hrsg.]: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI, Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, Wichmann, Heidelberg, S. 563-570
- WIESER, T. (1992): Das digitale Geländemodell „Polygrid“ und seine Anwendungsmöglichkeiten bei Flächenstillegungs- und Extensivierungsprogrammen für den Raum Querfurt. - Dissertation, Institut für Geographie der Universität Halle
- WIESER, T. (2000): GIS Hydrogeologie. - Software der Sektion Hydrogeologie des UFZ in Form von einer MapObjects-Delphi-Applikation, AML-Applikation, ArcView-Avenue-Applikation zur Speicherung und effektiven Auswertung von projektbezogenen Geodaten unter Anbindung an ein Relationales-Datenbank-Management-System (RDBMS) Oracle8, Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH, Halle
- WISCHMEIER, W. H. & D. D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. – USDA Agriculture Handbook 537, Washington DC
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. - Parey, Hamburg, Berlin

- WOLF, G. & H. R. GLÄSER (2000 mdl.Mitt.), Dipl. Geophys. der UTAB GmbH bzw. der Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH. - Auswertungen zur hydrogeologischen Situation in Flachbrunneneinzugsgebieten auf der Basis refraktionsseismischer Messungen im Herbst 1999, Halle im Januar 2000
- WOLF, G., GLÄSER, H. R. & D. THÜRKOW (2001): Geophysikalische Felduntersuchungen zur Analyse hydrogeologischer Verhältnisse im Anstrom von Flachbrunnen des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre (Erzgebirge). - Unveröffentlichtes Manuskript, Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH, Halle
- WUNDT, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. - In: GRAHMANN, B. [Hrsg.]: Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung, Forsch. Dtsch. Landeskunde, 104, S. 47-54

12 Anhang

(auf CDROM)

A.1

UIS-Atlas

Karte UIS-1	Bodentypen und Gewässernetz
Karte UIS-2	Biotoptypen (Zeitschnitt 1993)
Karte UIS-3	Geologische Spezialkarte
Karte UIS-4	Hydrogeologische Karte
Karte UIS-5	Höhenschichtung und Gewässernetz
Karte UIS-6	Hangneigungsmodell und Gewässernetz
Karte UIS-7	Exposition und Gewässernetz
Karte UIS-8	Hanglänge und DGM-berechnete Abflussordnung
Karte UIS-9	Potentielle Bodenerosion (USLE) auf Schwarzbrache
Karte UIS-10	Mittlere Nitratbelastung im oberflächennahen Grundwasser

A.2

Metainformationen

Fotos	Fotos, die das Untersuchungsgebiet vorstellen, verwendete Methoden bei der Probengewinnung darstellen u.a.
Filme	Virtuelle Flüge durch das Untersuchungsgebiet; 3-D-Geländemodell mit geschummerter Höhenschichtung
Daten	Erhobene hydrochemische Daten im Excel-Format

Internetpublikation der Untersuchungsergebnisse: www.hdg.ufz.de/visper

Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt zu haben. Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Halle/Saale, im Mai 2001

Detlef Thürkow

Lebenslauf

Geburtstag:	28.04.1968	
Geburtsort:	Teterow	
Staatsangehörigkeit:	deutsch	
Familienstand:	verheiratet, 2 Kinder	
Schulbildung:	1974 - 1984	Grundschule/Oberschule in Altkalen
	1984 - 1986	Erweiterte Oberschule in Teterow
	1986	Abitur - Prädikat „sehr gut“
Wehrdienst:	11/86 – 04/88	
Studium:	09/1988 – 08/1990	Lehramt Geographie/Sport an der Humboldt-Universität Berlin
	09/1990 – 10/1994	Diplomgeographie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Beruflicher Werdegang:	10/94 – 8/95	Wissenschaftlicher Mitarbeiter - Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH
	09/95 – 06/97	Mitarbeiter eines Ingenieurbüros für Landschaftsplanung, Umweltuntersuchungen und Geoinformationssysteme (AEROCART CONSULT Delitzsch)
	07/97 – 07//01	Promotion an der Sektion Hydrogeologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH
	seit 08/01	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in der Arbeitsgruppe Kartographie und Geofernerkundung von Frau Prof. C. Gläßer